



**Universidade de
Aveiro
2011**

Departamento de Ambiente e
Ordenamento

**Sofia Isabel ANÁLISE DE ESTUDOS DE AVALIAÇÃO DE
Lourenço Dias CICLO DE VIDA PARA OS LACTICÍNIOS**



**Universidade de
Aveiro 2011**

Departamento de Ambiente e Ordenamento

**Sofia Isabel
Lourenço Dias**

ANÁLISE DE ESTUDOS DE AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA PARA OS LACTICÍNIOS

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente realizada sob a orientação científica do Doutor Luís Manuel Guerreiro Arroja, Professor Associado do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e co-orientação da Doutora Ana Cláudia Relvas Vieira Dias, Estagiária de Pós Doutoramento do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

Dedico este trabalho à minha mãe pelo papel fundamental que teve na concretização de mais uma fase académica, assim como a José Vicente Rolho, pelo incansável apoio.

o júri

presidente

Prof. Maria Isabel Aparício Paulo Fernandes Capela

Professora Associado do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Prof. Doutora Belmira De Almeida Ferreira Neto

Professora Auxiliar da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

Prof. Doutor Luís Manuel Guerreiro Alves Arroja

Professor Associado do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Prof. Doutora Ana Cláudia Relvas Vieira Dias

Estagiária de Pós Doutoramento do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

agradecimentos

Agradeço incontestavelmente ao Professor Doutor Luís Arroja e à Doutora Ana Cláudia Dias que, através da sua orientação, disponibilidade e amizade, contribuíram para a concretização desta etapa da minha vida académica.

Agradeço à minha família e amigos que estiveram sempre presentes, principalmente nos momentos de tensão.

Agradeço também aos meus colegas que de alguma forma contribuíram através da partilha de momentos semelhantes aos meus durante todo o processo de formação.

palavras-chave

Avaliação de ciclo de vida, lacticínios, impactes ambientais.

resumo

Este trabalho pretende efectuar a comparação de diferentes estudos que utilizam a Avaliação de Ciclo de Vida como instrumento de análise para o sector de lacticínios e respectivos produtos lácteos. Tendo em conta estudos publicados para o sector, são incluídos nesta análise estudos que avaliam os impactes associados à produção de leite cru e produção de produtos lácteos (leite industrial UHT, queijo e iogurtes) de diversos países. Após a análise efectuada, verifica-se que a fase de produção de leite cru ao nível das explorações representa maior contribuição de impactes ambientais para o sector, em relação à fase de processamento do leite.

keywords

Life cycle assessment, dairy sector, environmental impacts.

abstract

This work aims to make the comparison of different studies that use Life Cycle Assessment as an analytical tool for the dairy sector. In view of published studies for the sector there are included in this review studies that evaluate environmental impacts associated to raw milk production and dairy proccess (industrial milk UHT, cheese and yogurt), from different countries. In the end, it appears that the raw milk production at farm level pose the greatest environmental impacts for the sector.

ÍNDICE

1. Enquadramento.....	1
1.1. O sector de lacticínios no mundo e a sua sustentabilidade ambiental.....	1
1.2. Objectivos	10
2. Avaliação de Ciclo de Vida para o sector de lacticínios	11
2.1 Definição dos objectivos e âmbito do estudo	12
2.1.1 Fronteira do sistema	13
2.1.2 Unidade funcional	13
2.1.3 Critérios de Alocação.....	13
2.1.4 Qualidade dos dados	14
2.2 Análise de Inventário	15
2.3 Avaliação de impactes.....	15
2.4 Interpretação	17
3. Análise comparativa de diferentes estudos de ACV para o sector de lacticínios	19
3.1 Produção de leite cru ao nível da exploração leiteira	20
3.1.1 Objectivo dos estudos.....	24
3.1.2 Unidade funcional dos sistemas estudados	25
3.1.3 Tipo e Fronteira dos sistemas estudados.....	26
3.1.4 Critérios de alocação de co-produtos para os sistemas estudados	30
3.2 Processamento do leite	31
3.2.1 Produção de leite para consumo humano UHT	31
3.2.1.1 Objectivo dos estudos, unidade funcional, fronteira do sistema e critérios de alocação	35
3.2.2 Produção de queijo	36
3.2.2.1 Objectivo dos estudos, unidade funcional, fronteira do sistema e critérios de alocação	38
3.2.3 Produção de iogurtes.....	40
4. Resultados e Discussão	43
4.1 Impactes ambientais associados à produção de leite cru	43
4.2 Impactes ambientais associados ao processamento do leite	50
4.2.1 Produção de leite para consumo UHT.....	50
4.2.2 Produção de queijo	54
4.2.3 Produção de iogurte.....	56
4.3 Discussão.....	56
5. Conclusões	59
6. Bibliografia	61

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Ranking dos 10 países com maior produção de leite de vaca no ano de 2010, em Mton.	2
Figura 2 – Produção total de leite e leite de vaca em Portugal de 2008 a 2010, em litro x 1000.	3
Figura 3 – Produção total de queijo e produção de queijo de cabra, ovelha, vaca e mistura em Portugal de 2008 a 2010, em tonelada.	4
Figura 4 – Recolha de leite de vaca e produtos lácteos fabricados em Portugal de 2008 a 2010, em tonelada.	5
Figura 5 – Diagrama de fluxo para o sistema de produção e processamento de leite cru.	7
Figura 6- Fases do ciclo de vida de um produto.	11
Figura 7 - Fases de uma Análise de Ciclo de Vida.	12
Figura 8–Processo e sub-processos associados à produção de leite cru ao nível da exploração agrícola (do <i>berço-à-porta de exploração</i>).	27
Figura 9 - Fluxograma das operações unitárias associadas à recepção e processamento do leite e processamento de derivados.	31
Figura 10– Fluxograma de processo para leite industrial UHT para consumo (simples e achocolatado) (Castanheira, 2008).	35
Figura 11– Fluxograma do processo de fabrico de queijo curado (Castanheira, 2008).	39
Figura 12 – Fluxograma do processo de leites fermentados (Castanheira, 2008).	41
Figura 13 - Depleção de recursos abióticos para os estudos Castanheira <i>et al.</i> (2009) e Castanheira (2008) e Hospido <i>et al.</i> (2003), em g Sb-eq/kgECM.	43
Figura 14 - Aquecimento global para os estudos considerados, expresso em g CO ₂ - eq/kgECM.	44
Figura 15 - Formação de ozono fotoquímico para os estudos Castanheira <i>et al.</i> (2009), Castanheira (2008) e Hospido <i>et al.</i> (2003), expresso em g C ₂ H ₄ /kgECM.	46
Figura 16–Acidificação para os estudos considerados, expresso em g SO ₂ /kgECM.	47
Figura 17–Eutrofização para os estudos considerados, expresso em g PO ₄ ³⁻ /kgECM.	48
Figura 18–Eutrofização para os estudos Thomassen <i>et al.</i> (2008) e Cederberg e Mattsson (2000), expressos em g NO ₃ /kgECM.	49
Figura 19 - Depleção de recursos abióticos para os estudos Castanheira (2008) e Hospido <i>et al.</i> (2003), expressos em g Sb-eq/kg de leite.	50
Figura 20 - Aquecimento global para os estudos Castanheira (2008), Hospido <i>et al.</i> (2003) e Thoma <i>et al.</i> (2010), expressos em g CO ₂ - eq/kg de leite.	51
Figura 21 - Formação de ozono fotoquímico para os estudos Castanheira (2008) e Hospido <i>et al.</i> (2003), expressos em g C ₂ H ₄ /kg de leite.	52
Figura 22– Acidificação para os estudos Castanheira (2008) e Hospido <i>et al.</i> (2003), , expressos em g SO ₂ /kg de leite.	53
Figura 23– Eutrofização para os estudos Castanheira (2008) e Hospido <i>et al.</i> (2003), expressos em gPO ₄ ³⁻ /kg de leite.	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estudos considerados para análise comparativa dos impactes associados à produção de leite cru.....	20
Tabela 2 – Estudos analisados relativamente à produção de leite cru (Portugal, Holanda, Suécia, Inglaterra e País de Gales.	21
Tabela 3 – Estudos analisados relativamente à produção de leite cru (Espanha, Nova Zelândia, Peru, E.U.A. e Irlanda).....	22
Tabela 3 – Referências bibliográficas que reportam o método de cálculo das categorias de impacte consideradas, para a produção de leite cru.....	23
Tabela 5 – Estudos considerados para análise comparativa dos impactes associados à produção de leite para consumo humano UHT.....	32
Tabela 6 – Referências bibliográficas que reportam o método de cálculo das categorias de impacte consideradas, para a produção de leite para consumo humano UHT.....	33
Tabela 7 – Estudos analisados relativamente à produção de leite para consumo humano UHT (Portugal, Espanha e E.U.A.)	34
Tabela 8 – Estudos considerados para análise comparativa dos impactes associados à produção de queijo.....	36
Tabela 9 – Estudos analisados relativamente à produção de queijo (Portugal, Suécia e Holanda).....	37
Tabela 10 – Referências bibliográficas que reportam o método de cálculo das categorias de impacte consideradas pelos autores dos estudos seleccionados, para a produção de queijo.....	38
Tabela 11 – Resultados obtidos para as categorias aquecimento global, formação de ozono fotoquímico e acidificação , para a produção de 1 kg de queijo.	55
Tabela 12 – Resultados obtidos para a categoria eutrofização, para a produção de 1 kg de queijo.....	55
Tabela 13 – Resultados obtidos para as categorias depleção de recursos abióticos, aquecimento global, formação de ozono fotoquímico, acidificação e eutrofização, para a produção de iogurtes.....	56
Tabela 14 – Classificação de falhas informativas relativamente aos dados apresentados por cada estudo considerado.	57
Tabela 15 – Classificação global de falhas informativas relativamente aos dados apresentados pelos estudos considerados (resumo).....	58

ABREVIATURAS

ACV – Avaliação de Ciclo de Vida

ECM – Energia de leite corrigida

FPCM – gordura e proteína de leite corrigida

GEE – Gases com Efeito de Estufa

ICV – Inventário de Ciclo de Vida

INE – Instituto Nacional de Estatística

ISO – International Standardization Organization

OCM - Organização Comum dos Mercados

PAC – Política Agrícola Comum

UE – União Europeia

OCM - Organização Comum dos Mercados

UHT – *Ultra High Temperature*

1. Enquadramento

1.1. O sector de lacticínios no mundo e a sua sustentabilidade ambiental

O sector de lacticínios mudou após a II Guerra Mundial como resultado da especialização, da mecanização e da inovação tecnológica (De Kroon, 1984; Bieleman, 2005). A Política Agrícola Comum (PAC) da União Europeia (UE), criada em 1957, demonstrou um forte estímulo para a intensificação da produção agrícola, assim como de apoio aos custos de produção (Thomassen 2008).

O processo da criação e implementação da PAC decorreu entre 1957 e 1962. Os seus primeiros objectivos passavam pela supressão das necessidades e pelo combate à escassez do pós-guerra. Procurava-se aumentar a produção agrícola de modo a aumentar o consumo, uma vez que nesta época se verificava um excesso de procura. Até à década de 90 a PAC baseava-se em objectivos que procuravam que a Europa fosse auto-suficiente, face à escassez do pós-guerra. A política que daqui surgiu era extremamente rígida e com bastantes subsídios. Para além da promoção da qualidade de vida dos agricultores, a PAC tinha também como objectivo promover a sustentabilidade do meio rural. Actualmente, esta política tem sido orientada para o consumidor, uma vez que as suas maiores preocupações são agora o bem-estar animal, a segurança alimentar e a defesa do meio ambiente.

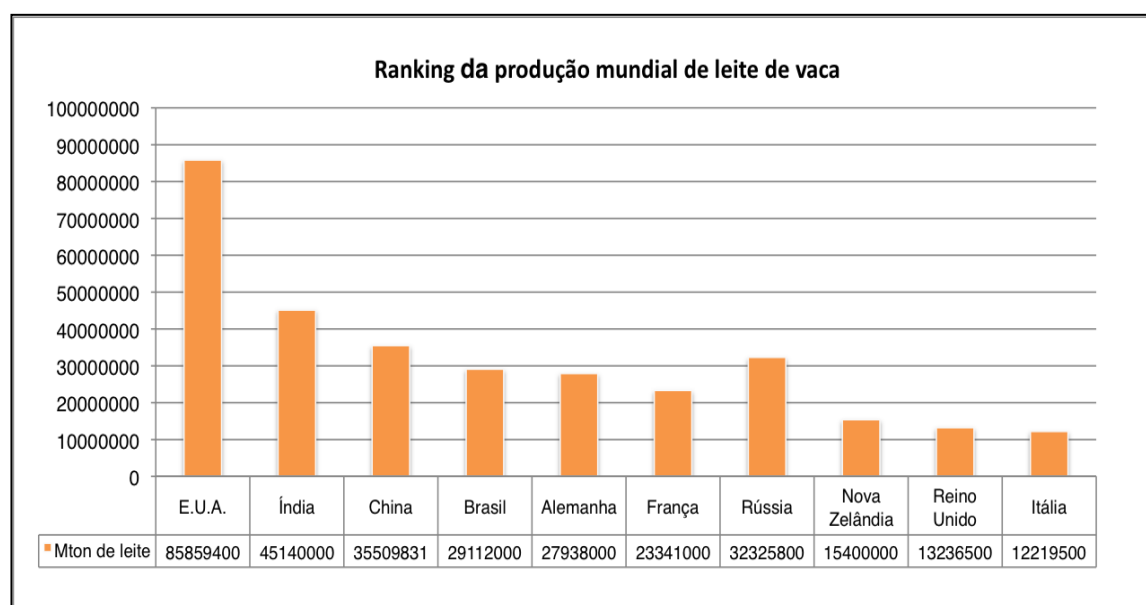
A Organização Comum dos Mercados (OCM) visa a viabilização da PAC, actuando através de regimes de preços e de trocas. Foi criada em 1968, remodelada em 1984 e em 1987, ano no qual foram introduzidas as quotas leiteiras. A reforma da PAC de 2003, para o sector do leite, teve como objectivo central a descida dos preços como forma de promover o aumento do consumo e da competitividade da UE nos mercados internacionais. Na OCM do leite e produtos lácteos estão incluídos o leite e nata de leite (frescos, conservados, concentrados ou açucarados), leiteiro, leite e nata coalhados, iogurte, outros leites e natas fermentados ou acidificados, soro de leite (mesmo que concentrado ou adicionado de açúcar), manteiga e outras matérias gordas provenientes do leite, queijos e requeijão, lactose e xarope de lactose bem como alimentos compostos para animais à base de produtos lácteos.

Segundo o Boletim da Federação Internacional para o Sector de Lacticínios, o crescimento da produção de leite¹ no mundo abrandou em 2009. Relativamente ao ano

¹ Produção de leite integral de todas as espécies produtoras de leite.

anterior, verificou-se um ligeiro aumento de 0.8%, para 703 milhões de toneladas. Sendo essa taxa bastante reduzida em comparação ao período de 2007 a 2008 (+ 2,0%) e muito inferior à taxa de crescimento anual composta (+ 2,3%) observada durante o período de 2000 a 2007. O aumento da produção de leite é também menor do que o crescimento da população (+ 1,4%) em 2009 (IDF, 2010). A produção de leite de vaca representa 84% da produção total mundial de leite (IDF, 2010).

A Figura 1 apresenta os dez maiores países produtores de leite de vaca no mundo, sendo os Estados Unidos da América (E.U.A.) o país líder produtor.

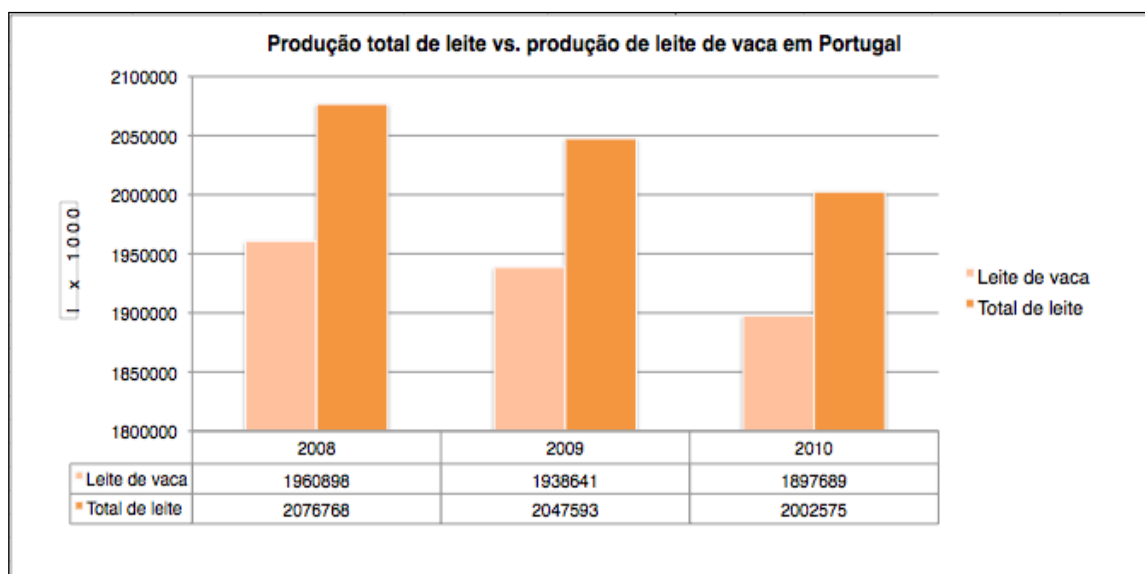


Fonte: FAOSTAT, 2011

Figura 1 – Ranking dos 10 países com maior produção de leite de vaca no ano de 2010, em Mton.

Em 2010 o volume de produção nacional de leite de vaca (189 mil toneladas) foi inferior em cerca de 2,1%, face a 2009 (Figura 2). Esta situação resultou essencialmente da manutenção da conjuntura negativa para o sector leiteiro nacional, com a previsão do fim do regime de quotas em 2015 (INE, I.P., 2011).

O desenvolvimento da indústria de lacticínios exige uma relação de equilíbrio com a produção, a qual tem de ser articulada com a grande distribuição. O actual problema do sector industrial é a sua relação com a distribuição, designadamente nas relações de contratualização dos fornecimentos (INE, I.P., 2011).



Fonte: INE, I.P., 2011

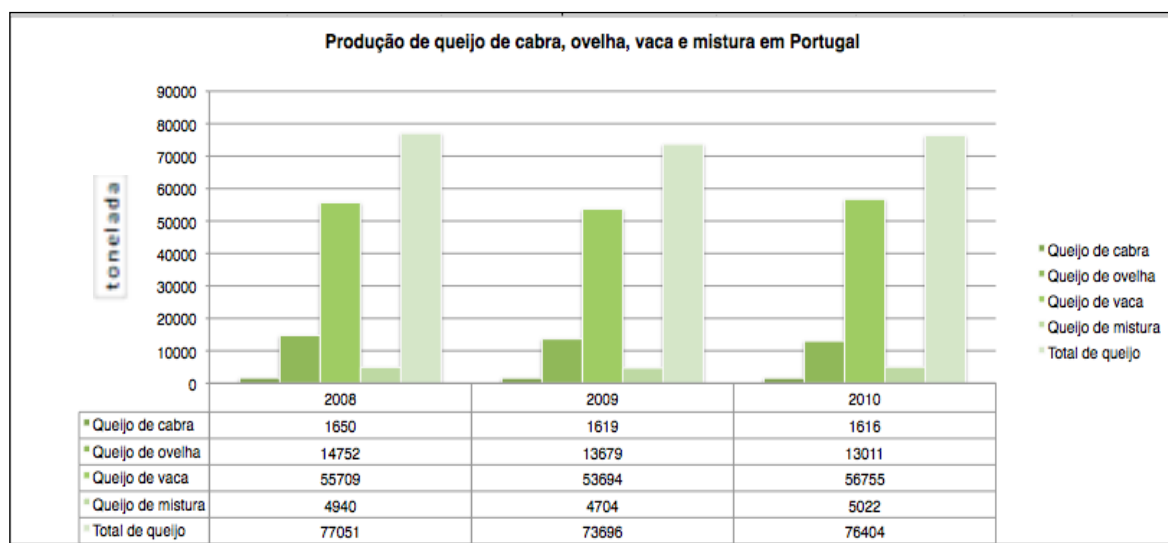
Figura 2 – Produção total de leite e leite de vaca em Portugal de 2008 a 2010, em litro x 1000.

A produção de produtos lácteos em Portugal tem como matéria-prima o leite de vaca, pasteurizado ou cru na maior parte dos casos (96%), sendo que os leites de ovelha e cabra representam apenas 1% da matéria-prima usada. As natas contribuem para 2,8% da produção de produtos lácteos (MAOTDR e MADRP, 2007).

Em 2010, a produção total de queijo em Portugal (76 mil toneladas) cresceu cerca de 4% em relação a 2009 (Figura 3). Esta evolução resultou sobretudo da orientação para a produção de queijo de vaca (57 mil toneladas) e de mistura (5 mil toneladas), que em 2010 registaram aumentos de 6% e 7%, respectivamente (INE, I.P., 2011).

À semelhança dos últimos anos, a produção de manteiga em 2010 teve uma descida de 7,1%, relativamente a 2009, tendo sido produzidas apenas 27 mil toneladas. O volume de produtos lácteos frescos manteve-se relativamente a 2009, graças ao aumento registado nos leites acidificados (+ 6,2%), com uma produção que atingiu as 116 mil toneladas em 2010. A produção de leite para consumo², que não ultrapassou as 831 mil toneladas, registou uma quebra de 0,7% face ao ano anterior (INE, I.P., 2011).

² Leite destinado ao consumo humano, cru ou submetido a um tratamento pelo calor (pasteurizado, esterilizado e *Ultra High Temperature* - UHT)

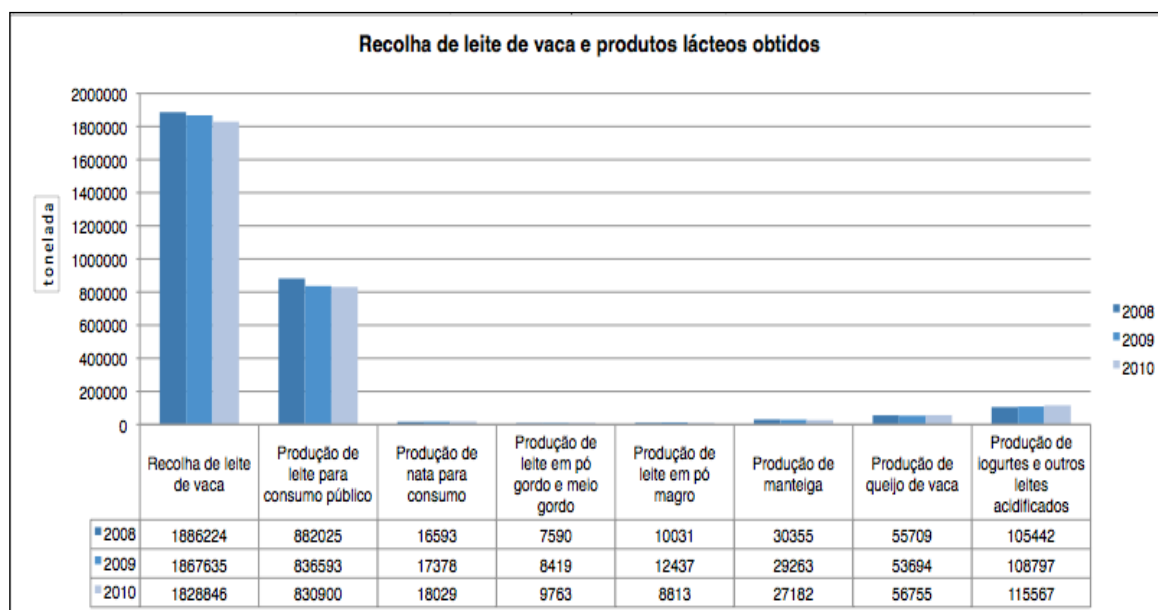


Fonte: INE, I.P., 2011

Figura 3 – Produção total de queijo e produção de queijo de cabra, ovelha, vaca e mistura em Portugal de 2008 a 2010, em tonelada.

Na Figura 4 estão representados os valores referentes à recolha de leite de vaca e produtos lácteos fabricados em Portugal de 2008 a 2010.

Durante os últimos anos, as preocupações quanto às consequências ambientais associadas à produção de leite têm vindo a aumentar, resultando em diversas publicações relacionadas com este sector.



Fonte: INE, I.P., 2011

Figura 4 – Recolha de leite de vaca e produtos lácteos fabricados em Portugal de 2008 a 2010, em tonelada.

Um dos problemas ambientais associados às explorações leiteiras intensivas resulta da grande quantidade de chorumes que produzem, o que conduz a um potencial excesso de nutrientes no ecossistema e no solo agrícola. O excesso de azoto é habitualmente sentido no odor da atmosfera envolvente e na qualidade da água (superficial e subterrânea). Entre os compostos voláteis causadores de odores desagradáveis destacam-se o amoníaco e outros gases azotados, responsáveis por parte da poluição atmosférica, contribuindo igualmente para a emissão de Gases com Efeito de Estufa (GEE).

Por outro lado, a Comissão Europeia tem vindo nos últimos anos a repensar as políticas relacionadas com os impactes ambientais dos produtos (Comissão Europeia, 2004). Todos os produtos e serviços têm um impacte ambiental, seja durante a sua produção, utilização ou eliminação. A natureza desses impactes é muito diversificada e em muitos casos difícil de quantificar, mas a extensão do problema é clara e real. É necessário encontrar soluções positivas simultaneamente para o ambiente e para as actividades económicas, em que os melhoramentos ambientais contribuam efectivamente para a competitividade industrial a longo prazo (Comissão Europeia, 2004).

Actualmente torna-se clara a necessidade de integrar e complementar diversas políticas relacionadas com os produtos considerando todo o seu ciclo de vida. Isto deverá permitir que os impactes ambientais ao longo do ciclo de vida sejam abordados de uma forma

integrada e não sejam simplesmente deslocados de uma parte do ciclo de vida para outra. Significa também que se procura identificar as fases do ciclo de vida onde os impactes ambientais são mais significativos (ou o processo produtivo), assim como identificar as alternativas processuais e tecnológicas em que há maior probabilidade de reduzir os impactes ambientais globais, para além da utilização de recursos de uma forma economicamente eficiente (Comissão Europeia, 2004). Assim sendo, torna-se importante abordar os diversos aspectos ambientais dentro da cadeia produtiva de um modo que seja claro, objectivo e completo.

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta utilizada para contabilizar as emissões e os recursos utilizados durante o ciclo de vida completo de um produto, e tem sido frequentemente utilizada para estudar potenciais impactes ambientais da cadeia produtiva do leite e respectivos produtos lácteos em diversos países (Cederberg, 2000; Eide, 2002; Hospido *et al*, 2003; Casey e Holden, 2005; Castanheira, 2008).

O sector de lacticínios é um exemplo de um sistema caracterizado pela associação de diferentes sistemas de produção: agricultura, pecuária, exploração leiteira, transformação industrial e distribuição do produto. Estes sistemas estão intimamente relacionados, dado que a qualidade do produto está dependente da combinação ideal entre os sistemas mencionados (Berlin, 2002a).

A Figura 5 ilustra, de uma forma simplificada, toda a cadeia produtiva do leite no que respeita às fases que englobam matérias-primas, produção e processamento.

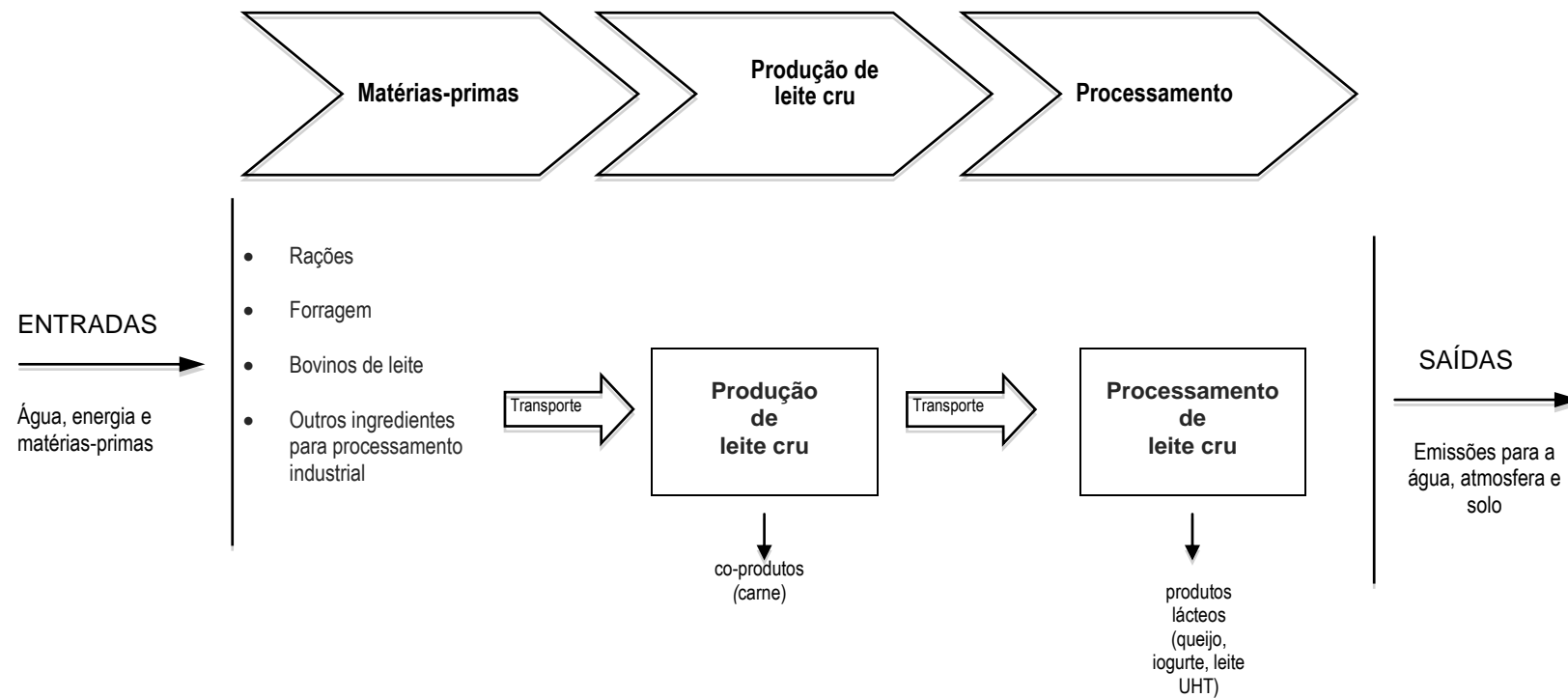


Figura 5 – Diagrama de fluxo para o sistema de produção e processamento de leite cru.

1.2. Objectivos

Com este trabalho pretende-se efectuar uma comparação de diferentes estudos que utilizam a ACV como instrumento de análise para o sector de lacticínios e respectivos produtos lácteos, nomeadamente a produção de leite para consumo humano UHT, produção de queijo e iogurtes.

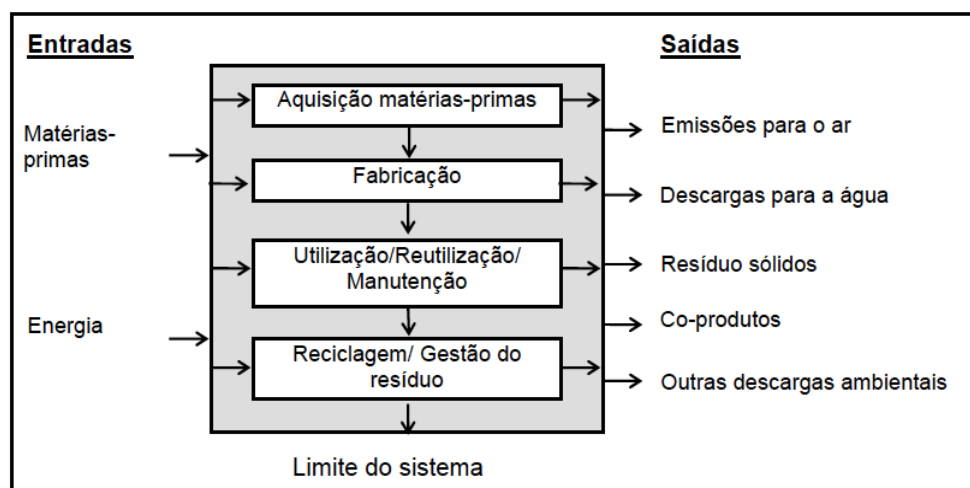
A ACV, sendo um instrumento de gestão ambiental que permite identificar e contabilizar as emissões ambientais e a utilização de recursos na produção de um produto (incluindo as fases de fabrico, distribuição, utilização, reutilização, reciclagem e destino final), tem sido frequentemente utilizada por vários autores que vêm publicando diversos estudos sobre o tema. Assim sendo, pretende-se com esta tese estabelecer uma análise crítica e comparativa a fim de contribuir para a constituição de uma base de dados para o sector.

Pretende-se igualmente estabelecer uma visão geral sobre as consequências ambientais associadas ao sector de lacticínios (produção e processamento de leite), tendo por base os impactes ambientais associados.

2. Avaliação de Ciclo de Vida para o sector de lacticínios

A ACV é a compilação e avaliação das entradas, saídas e dos potenciais impactes ambientais de um sistema de um produto ao longo do seu ciclo de vida. O termo “ciclo de vida” refere-se à maioria das actividades no decurso da vida de um produto desde a sua fabricação, utilização, manutenção, e deposição final, incluindo aquisição de matérias-primas necessárias para o fabrico desse produto (ISO 14040, 2006).

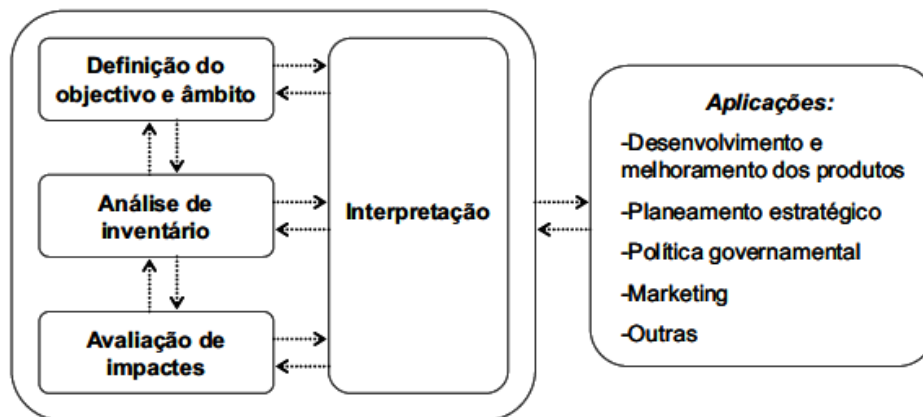
A Figura 6 ilustra as possíveis fases do ciclo de vida que podem ser consideradas numa ACV, assim como as entradas e saídas tipicamente quantificadas (USEPA, 2001).



Fonte: USEPA, 2001

Figura 6 - Fases do ciclo de vida de um produto.

Num estudo de ACV de um produto ou serviço, todas as extracções de recursos e emissões para o ambiente são determinadas, numa forma quantitativa ao longo de todo o ciclo de vida, desde que "nasce" até que "morre" (*do berço-à-cova*), sendo com base nesses dados que são avaliados os impactes nos recursos naturais, no ambiente e na saúde humana. O processo de ACV apresenta uma abordagem sistemática e faseada, composta pelas seguintes componentes: *definição de objectivos e âmbito*, *análise de inventário*, *avaliação de impactes* e *interpretação de resultados* (ISO 14040, 2006), como é ilustrado na Figura 7.



Fonte: ISO 14040, 2006

Figura 7 - Fases de uma Análise de Ciclo de Vida

A ACV apresenta vantagens na sua implementação, tratando-se de uma ferramenta de apoio à decisão. A ACV permite obter uma perspectiva holística e integrada de um sistema produtivo e informação de um produto, permitindo também avaliar níveis de desempenho ou comparar com competidores. Esta ferramenta permite igualmente avaliar impactes globais e regionais associados a um sistema produtivo, apresentando objectividade nos resultados (*i.e.* é uma metodologia quantitativa e não qualitativa).

Para além das vantagens descritas anteriormente, a ACV apresenta algumas limitações por ser intensiva em tempo e dados (dependendo do objectivo e âmbito), muitas vezes levando a um processo iterativo devido à indisponibilidade de dados que muitas vezes se verifica. Esta metodologia de avaliação de impactes, apesar de ser quantitativa, não substitui outro tipo de análises e metodologias de avaliação nomeadamente estudos de impacto ambiental e análise de riscos.

2.1 Definição dos objectivos e âmbito do estudo

A primeira fase da ACV consiste na definição dos objectivos da análise, na determinação do tipo de informação necessária e como deve ser organizada (ISO 14040, 2006). Questões como a aplicação pretendida, as razões que levaram à realização do estudo e o público-alvo devem ser definidas nesta fase (European Commission, 2006).

Na definição de âmbito de um estudo de ACV, devem ser considerados e claramente descritos os seguintes aspectos (ISO 14040, 2006): as funções do sistema do produto ou, no caso de estudos comparativos os sistemas a unidade funcional, o sistema de

produto a ser estudado, a fronteira do sistema de produto, os critérios de alocação, as categorias de impacto e metodologias de avaliação de impacto e subsequente interpretação a ser utilizada, requisitos dos dados, pressupostos, limitações, requisitos de qualidade dos dados iniciais, tipo de revisão crítica (se necessário) e formato do relatório requerido para o estudo.

2.1.1 Fronteira do sistema

Nesta fase é efectuada uma análise do sistema do produto e uma descrição e apresentação clara do mesmo, através de esquemas ou fluxogramas. As fronteiras espaciais e temporais do sistema são também definidos. Um passo importante na descrição do sistema é a identificação e definição da unidade funcional (ISO 14040, 2006).

2.1.2 Unidade funcional

A norma ISO 14040 (2006) recomenda que o âmbito de um estudo de ACV deve especificar claramente as funções do sistema a ser estudado. A unidade funcional é uma medida de desempenho das saídas funcionais do sistema de um produto, que constitui a referência para a qual as entradas e as saídas são relacionadas. Esta referência é necessária para assegurar que a comparabilidade dos resultados da ACV é feita numa base comum, sendo particularmente crítica quando diferentes sistemas estão a ser avaliados.

2.1.3 Critérios de Alocação

A alocação de cargas ambientais é um dos problemas persistentes na metodologia da ACV. Refere-se ao problema de associar as cargas ambientais, tais como diminuição dos recursos, emissões para a atmosfera e para a água e resíduos sólidos, a cada entrada ou saída funcional de um sistema de função múltipla (Azapagic, 1998).

Muitos processos geram produtos secundários (co-produtos) ao longo do seu ciclo de vida que, apesar de não serem de interesse directo do estudo, devem ser levados em consideração, pois a sua produção contribui também para a carga total ambiental do sistema. Em unidades de processo em que há subprodutos, além do produto de interesse principal, é necessário que seja realizada uma alocação dos aspectos ambientais relativos ao consumo de recursos naturais e à geração de resíduos, atribuindo assim a cada um dos produtos e subprodutos a parcela relativa dos impactos.

A ISO 14040 (2006) recomenda evitar a alocação, dividindo-se o processo principal em sub-processos, ou através da expansão do sistema de produto para incluir funções adicionais relacionadas com os co-produtos.

Os procedimentos onde os problemas de alocação podem ser relevantes são (Heijungs *et al.*, 1992; Consoli *et al.*, 1993; Huppes G., 1994; Castanheira, 2008):

- a) Produção: processos com multi-sistemas de saída;
- b) Processamento de resíduo combinado: processos com multi-sistemas de entrada;
- c) Reciclagem em ciclo fechado (*closed loop*): o produto/material volta ao mesmo sistema de produto;
- d) Reciclagem em ciclo aberto (*open loop*): o produto/material é utilizado noutro sistema de produto;
- e) Reciclagem em cascata: o produto/material é sucessivamente utilizado em vários sistemas de produto.

Na prática é difícil distinguir entre processos multi-saídas e reciclagem em ciclo aberto uma vez que o material reciclado num produto secundário, pode ser visto como um co-produto (Heijungs *et al.* 1992). A norma ISO 14040 (2006) recomenda uma ordem descendente de procedimentos de alocação, baseada nos seguintes princípios: evitar a alocação pela subdivisão do processo unitário em dois ou mais processos ou minimizá-la, alargando os limites do sistema; aplicar uma relação física (massa, energia) entre os produtos envolvidos; aplicar qualquer outra relação como, por exemplo, causalidade económica. Estas recomendações aplicam-se a sistemas multifuncionais tais como a co-produção, tratamento de resíduo combinado e reciclagem em ciclo aberto.

2.1.4 Qualidade dos dados

Segundo a ISO 14044 (2006), a descrição da qualidade dos dados é importante para a integridade dos resultados do estudo. Os aspectos qualitativos e quantitativos dos dados devem ser caracterizados tão bem quanto os métodos utilizados para recolher e integrar os dados.

Assim, devem ser incluídos os seguintes parâmetros de requisitos de qualidade dos dados:

- Escala temporal: a idade desejada para os dados e o período mínimo de abrangência em que os dados devem ser recolhidos;

- Escala geográfica: área geográfica da qual os dados da unidade de processo devem ser recolhidos para satisfazer os objectivos do estudo;
- Tecnologia adoptada: mistura tecnológica (exemplo: média ponderada dos índices reais no processo em análise, a melhor tecnologia disponível ou a pior unidade em operação);
- Descrições adicionais que definem a natureza dos dados, assim como dados recolhidos de lugares específicos *versus* dados publicados de pesquisas, e período de tempo em que os dados foram medidos, calculados ou estimados.

2.2 Análise de Inventário

A segunda etapa da ACV é a análise de inventário, também designada por Inventário de Ciclo de Vida (ICV), onde é feito um levantamento de todos os recursos utilizados e de todas as emissões produzidas pelo sistema específico em estudo, relacionando sempre estes com a unidade funcional já definida (ISO 14040, 2006).

A análise de inventário consiste na recolha de dados e procedimentos de cálculo, de forma a quantificar as entradas e saídas relevantes nos sistemas produtivos sob análise. Esta etapa constitui o núcleo da ACV e por isso é-lhe associada a maior parte do tempo requerido para a elaboração do estudo na sua totalidade (Ferrão, 1998; Castanheira, 2008).

A tabela de inventário é a forma utilizada de explicitar as entradas e saídas, individualizando para cada um dos processos, anteriormente esquematizados na árvore de processo. Esta tabela permite obter uma visão global de todas as extracções e emissões de e para o ambiente, pelas quais uma unidade funcional de produto é directa ou indirectamente responsável (Castanheira, 2008).

O processo de condução da análise de inventário é iterativo. Assim, mais dados e informações vão sendo recolhidos, novos requisitos ou limitações vão surgindo, levando muitas vezes a uma mudança nos procedimentos de recolha de dados e à necessidade de rever e alterar o objectivo e âmbito do estudo (ISO 14040, 2006).

2.3 Avaliação de impactes

A avaliação de impactes é realizada com base na análise dos dados de inventário. Os fluxos do inventário são classificados de acordo com o seu potencial impacte sobre o ambiente, a saúde humana ou recursos nas respectivas categorias de impacte. Estas

categorias fornecem apenas indicadores dos potenciais impactes ambientais e não necessariamente contribuições para os seus efeitos reais, pois estes podem depender, por exemplo, das concentrações de contaminantes no ambiente e na superação dos limiares devido a várias fontes num tempo e lugar específico. Em contraste com a ferramenta de Avaliação de Impacte Ambiental, a Avaliação de Impacte do Ciclo de Vida não depende normalmente do local em particular (European Commission, 2006).

A avaliação dos impactes é constituída por elementos obrigatórios e opcionais. Os elementos obrigatórios são (ISO 14040, 2006):

- *Seleção das categorias de impacte, dos indicadores das categorias e dos modelos de caracterização* – O primeiro passo é a selecção das categorias de impacte, de acordo com o âmbito e objectivo definidos. As categorias de avaliação de impacte devem ligar os potenciais impactes e efeitos sobre aquilo que é referido como “zonas de protecção”, ou seja, as entidades que queremos proteger pelo desempenho e utilização da ACV: os recursos naturais, o ambiente e a saúde humana. As categorias de impacte normalmente consideradas são (ISO/TR, 2003): depleção de recursos abióticos, depleção de recursos bióticos, aquecimento global, depleção do ozono, formação de ozono fotoquímico, acidificação, eutrofização, toxicidade e uso do solo. A cada uma das categorias de impacte está associado um indicador, o qual é utilizado para expressar os resultados da avaliação de impactes. Os modelos de caracterização estão associados ao método de avaliação de impactes seleccionado.
- *Atribuição dos resultados da análise de inventário a cada uma das categorias de impacte seleccionadas (classificação)* – Na classificação, os dados de inventário é atribuída às categorias, de acordo com o seu impacte. Por exemplo, as emissões de CO₂ contribuem para o efeito de estufa e, consequentemente, são atribuídas à categoria de impacte aquecimento global. Se uma substância contribui para várias categorias de impacte, tem de ser tida em conta em todas essas categorias, como por exemplo o óxido de azoto. Este composto contribui tanto para a categoria de impacte “eutrofização” como para a categoria de impacte “acidificação”.
- *Cálculo dos resultados dos indicadores para cada categoria de impacte (caracterização)* – A cada substância é atribuído um potencial de impacte na categoria de impacte em estudo. O impacte potencial de uma substância é dado em relação a um factor dominante na categoria (por exemplo, para o

potencial para o aquecimento global este é a emissão de 1 kg de CO₂). Estes impactes relativos (factores de caracterização de uma substância) são multiplicados pela quantidade de cada emissão e os valores de impacte resultantes são somados dentro de cada categoria de impacte.

Para além dos elementos obrigatórios da avaliação de impactes, existem elementos opcionais e informações que podem ser usadas, dependendo do objectivo e âmbito da ACV (European Commission, 2006): normalização (cálculo da magnitude relativa de cada resultado do indicador do sistema de produto em estudo), agrupamento (triagem e *ranking* das categorias de impacte) e ponderação (conversão e agregação dos resultados em todas as categorias de impacte usando factores numéricos, baseados na sua importância ou relevância). A aplicação e utilização das metodologias de normalização, agrupamento e ponderação devem ser coerentes com o objectivo e âmbito do estudo e serem totalmente transparentes, através da documentação de todos os cálculos efectuados (European Commission, 2006).

2.4 Interpretação

Nesta fase efectua-se a análise dos resultados obtidos no âmbito da avaliação de impactes e da análise de inventário sendo estabelecidas as conclusões e recomendações, de modo que a apresentação dos resultados da seja transparente. As Normas ISO compreendem três elementos interpretativos (ISO 14040, 2006):

- *Identificações das questões significativas* – Com o objectivo de determinar as questões significativas, devem ser identificadas as principais contribuições de cada categoria de impacte (que emissões e/ou processos são dominantes dentro de cada categoria). Os dados de inventário relevantes que não podem ser registados por meio das categorias de impacte devem ser integrados no estudo. As principais contribuições podem ser agrupadas por cada uma das fases do processo, por cada fase do ciclo de vida ou por todas as fases do ciclo de vida.
- *Avaliação, considerando a exaustividade, sensibilidade e consistência no controlo dos resultados* – Para avaliar os resultados de acordo com a norma ISO 14040:2006, deve ser efectuada uma verificação da exaustividade, da sensibilidade e da consistência dos processos ou fases do ciclo de vida identificados. A exaustividade é verificada, por exemplo, pela análise dos dados de massa e energia e considerando peritos com *know-how* nos processos modelados. A sensibilidade é determinada pela aplicação do

cálculo de diferentes cenários para processos ou parâmetros (por exemplo fazendo variar os factores de emissão). Os efeitos das diferentes hipóteses sobre o resultado total mostram a sensibilidade da avaliação. Também é importante verificar até que ponto incertezas (introduzidas, por exemplo, através do recurso à estimativa de dados devido a falta de informação) podem influenciar o resultado. A verificação da consistência deve garantir que os procedimentos são coerentes com o objectivo e âmbito definidos e que a metodologia e as outras regras foram aplicadas de forma rigorosa e coerente a todo o sistema.

- *Conclusões, recomendações e relatório das questões significativas* – É importante ressaltar que as conclusões e recomendações de qualquer estudo de ACV só pode referir-se ao objectivo e o âmbito do estudo em específico e considerando todos os aspectos do mesmo.

3. Análise comparativa de diferentes estudos de ACV para o sector de lacticínios

Este estudo tem por base a comparação de vários trabalhos publicados que usaram fundamentalmente a ACV como ferramenta de análise para avaliar potenciais impactes associados ao sector de lacticínios. Vários estudos são baseados em dados recolhidos em explorações leiteiras, dados industriais e/ou dados provenientes de literatura publicada.

A maior parte destes estudos pretendem obter resultados representativos para o sector de lacticínios nos países onde se inserem, nomeadamente no que diz respeito aos impactes ambientais associados à produção e processamento de leite cru.

A produção de leite cru ao nível da exploração agrícola/pecuária tem sido alvo de especial atenção por diversos autores, essencialmente por ser a fase de toda a cadeia (produção e processamento) onde potencialmente incidem as maiores pressões ambientais. Por esse facto, no presente estudo foi efectuada uma abordagem mais alargada da fase da produção de leite cru ao nível das explorações leiteiras.

A fase de processamento industrial do leite cru é abordada através de estudos que avaliam os impactes associados à produção de leite para consumo UHT, de queijo e de iogurtes. Na fase de processamento são excluídas as fases de distribuição, consumo e deposição final de resíduos, sendo a análise focada apenas na unidade industrial de fabrico.

Para além dos países que estão entre os maiores produtores de leite e com regimes de elevada intensificação de produção, são também apresentados os sistemas de produção com características de intensificação diversificada e com considerada abrangência geográfica, na perspectiva de poder contemplar a realidade portuguesa.

Nos subcapítulos que se seguem são apresentados e caracterizados os sistemas em estudo, tendo por base as informações publicadas pelos respectivos autores.

3.1 Produção de leite cru ao nível da exploração leiteira

Para a análise comparativa dos impactes associados à produção de leite cru, optou-se por referenciar desde já os estudos considerados como representativos (Tabela 1) para o objectivo do presente estudo, e referente a este subcapítulo:

Tabela 1 – Estudos considerados para análise comparativa dos impactes associados à produção de leite cru.

Autores	Título	Revista/Relatório, Conferência	Ano
Castanheira, É. G., Dias, A. C., Arroja, L., Amaro, R.	The environmental performance of milk production on a typical Portuguese dairy farm	Agricultural Systems 103, 498-507	2010
Castanheira, É. G.	Avaliação do Ciclo de Vida dos produtos lácteos fabricados em Portugal Continental	Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Universidade de Aveiro	2008
Thomassen, M.A., Calker, K.J., Smits, M.C.J., et al.	Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands	Agricultural Systems 96, 95–107	2008
Cederberg, C and Mattson	Life cycle assessment of milk production — a comparison of conventional and organic farming	SIK Rapport 1998 Nr. 643	2000
Williams, A.G., Audsley, E., Sandars, D.L.	Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities	Defra Research Project ISO 205. Bedford: Cranfield University and Defra	2006
Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G.	Simplified life cycle assessment of Galician milk production	IntDairy J 13, 783 – 796	2003
Basset-Mens, C., Ledgard, S., Carran, A.	First Life Cycle Assessment of Milk Production from New Zealand Dairy Farm Systems	AgResearch Ltd	2005
Basset-Mens, C., Ledgard, S., Boyes, M.	Eco-efficiency of intensificationscenarios of milk production. New Zealand	Ecological Economics, Vol. 68. 1615-1625	2007
Bartl, K., Gómez, C.A., Nemecek, T.	Life cycle assessment of milk produced in two smallholder dairy systems in the highlands and the coast of Peru	Journal of Cleaner Production 19, 1494-1505	2010
Thoma, G.; Popp, J.; Nutter, D.; Ulrich, R.; Matlock, M.; Kim, D.; Niederman, Z.; East, C.; Kemper, N.; Shonnard, D.; Adom, F.	Global Warming Potential of Fluid Milk Consumed in the US: A Life Cycle Assessment	7th International Food LCA Conference, Bari, Italy	2010
Casey, J. W., Holden, N.M.	Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk productionsystem	Agricultural Systems 86, 97-114	2005

Nas Tabelas 2 e 3 são apresentadas as principais características dos sistemas estudados, nomeadamente informações sobre a *escala geográfica*, *escala temporal*, *tipo de sistema*, *fronteira do sistema*, *unidade funcional*, *critérios de alocação de co-produtos*, *fases de ACV (opcionais)* e *categorias de impacte consideradas*.

Tabela 2 – Estudos analisados relativamente à produção de leite cru (Portugal, Holanda, Suécia, Inglaterra e País de Gales).

Estudos analisados (produção de leite cru)		Castanheira <i>et al.</i> (2009)	Castanheira (2008)	Thomassen <i>et al.</i> (2008)	Cederberg e Mattsson (2000)	Williams <i>et al.</i> (2006)
Escala geográfica		Portugal (continental)	Portugal (continental)	Holanda	Suécia	Inglaterra e País de Gales
Escala temporal		2002 - 2004	2005	2005	1996 - 1997	■
Tipo de sistema		convencional	convencional	convencional e orgânico	convencional e orgânico	convencional e orgânico
Fronteira do sistema		Do berço à porta da exploração	Do berço à porta da exploração	Do berço à porta da exploração	Do berço à porta da exploração	Do berço à porta da exploração
Unidade Funcional		1000 kg de leite	1,2 Mton de leite	1 kg ECM ³	1000 kg ECM	10 000 L de leite
Critérios de alocação de co-produtos	<i>Sem alocação (100% ao leite)</i>	-	✓	-	-	-
	<i>Alocação económica</i>	✓	-	✓	-	✓
	<i>Alocação mássica</i>	-	-	-	-	-
	<i>Causalidade biológica</i>	-	-	-	✓	-
Fases da ACV (opcionais)	<i>Normalização</i>	×	×	×	×	×
	<i>Agrupamento</i>	×	×	×	×	×
	<i>Ponderação</i>	×	×	×	×	×
Categorias de impacte	<i>Aquecimento global (GWP)</i>	✓	✓	✓	✓	✓
	<i>Acidificação (AP)</i>	✓	✓	✓	✓	✓
	<i>Eutrofização (EP)</i>	✓	✓	✓	✓	✓
	<i>Formação de ozono fotoquímico (POCP)</i>	✓	✓	-	-	-
	<i>Depleção de recursos abióticos (ADP)</i>	✓	✓	-	-	-
	<i>Uso do solo</i>	-	-	✓	✓	-
	<i>Uso de energia</i>	-	-	✓	✓	✓

Legenda: ✓ incluído × excluído ■ sem informação por parte do autor - não aplicado pelo autor

³ ECM – Energy corrected milk .

Tabela 3 – Estudos analisados relativamente à produção de leite cru (Espanha, Nova Zelândia, Peru, E.U.A. e Irlanda).

Estudos analisados (produção de leite cru)		Hospido <i>et al.</i> (2003)	Basset-Mens <i>et al.</i> (2005)	(Basset-Mens <i>et al.</i> (2008)	Bartl <i>et al.</i> (2011)	Thoma <i>et al.</i> , (2010)	Casey <i>et al.</i> (2004)
Escala geográfica		Espanha (Galiza)	Nova Zelândia	Nova Zelândia	Peru (zona litoral / zona montanhosa)	E.U.A.	Irlanda
Escala temporal		2000-2002	2002-2003	2004-2005	■	2007	1997-2001
Tipo de sistema		convencional	convencional	convencional	convencional / ■	convencional	convencional
Fronteira do sistema		Do berço à porta da exploração	Do berço à porta da exploração	Do berço à porta da exploração	Do berço à porta da exploração	Do berço à porta da exploração	Do berço à porta da exploração
Unidade Funcional		1 L de leite	1 kg ECM	1 kg de ECM	1 kg de ECM	1 kg de leite	1 kg de ECM
Critérios de alocação de co-produtos	<i>Sem alocação (100% ao leite)/expansão do sistema</i>	-	-	-	-	- / ■	✓
	<i>Alocação económica</i>	✓	-	-	✓	■	✓
	<i>Alocação mássica</i>	-	-	-	-	■	✓
	<i>Causalidade biológica</i>	-	✓	✓	-	■	-
Fases da ACV (opcionais)	<i>Normalização</i>	✓	×	×	×	×	×
	<i>Agrupamento</i>	×	×	×	×	×	×
	<i>Ponderação</i>	×	×	×	×	×	×
Categorias de impacte	<i>Aquecimento global (GWP)</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	<i>Acidificação (AP)</i>	✓	✓	✓	✓	-	-
	<i>Eutrofização (EP)</i>	✓	✓	✓	✓	-	-
	<i>Formação de ozono fotoquímico (POCP)</i>	✓	-	-	-	-	-
	<i>Depleção de recursos abióticos (ADP)</i>	✓	-	-	-	-	-
	<i>Uso do solo</i>	-	-	✓	-	-	-
	<i>Uso de energia</i>	-	-	✓	-	-	-

Legenda: ✓ incluído × excluído ■ sem informação por parte do autor - não aplicado pelo autor

Na Tabela 4 são apresentadas as referências bibliográficas para o cálculo das categorias de impacto adoptadas pelos autores.

Tabela 4 – Referências bibliográficas que reportam o método de cálculo das categorias de impacto consideradas, para a produção de leite cru.

Categoria de impacto ambiental	Referências bibliográficas das metodologias adoptadas	Estudos considerados
<i>Aquecimento global (GWP)</i>	IPCC, 2007. IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA.	Castanheira <i>et al.</i> (2009), Castanheira (2008), Bartl <i>et al.</i> (2011)
	IPCC. In: Houghton, editor. Climate change 1995. Cambridge (UK): Cambridge University Press (published for IPCC), 1995.	Thomassen <i>et al.</i> (2008), Cederberg e Mattsson (2000)
	J. T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden and D. Xiaosu (Eds.), 2001. IPCC Third Assessment Report: Climate Change 2001: The Scientific Basis. Cambridge University Press, Cambridge, UK.	Hospido <i>et al.</i> (2003)
	IPCC, 1996. Intergovernmental Panel on Climate Change. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual (3). Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual (3).	Basset-Mens <i>et al.</i> , (2005), Thoma <i>et al.</i> (2010)
	IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 4: Agriculture, Forestry and other Land Use. Intergovernmental Panel on Climate Change. Paris, France.	Basset-Mens <i>et al.</i> (2008)
<i>Acidificação (AP)</i>	Huijbregts, M., 1999. Life cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of equivalency factors with RAINS-LCA. Faculty of Environmental Science, University of Amsterdam, The Netherlands.	Castanheira <i>et al.</i> (2009), Castanheira (2008), Thomassen <i>et al.</i> (2008), Cederberg e Mattsson (2000), Hospido <i>et al.</i> (2003), Basset-Mens <i>et al.</i> (2005), (Basset-Mens <i>et al.</i> (2008), Bartl <i>et al.</i> (2011)
<i>Eutrofização (EP)</i>	Heijungs, R., J. GuinŽe, G. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A.M.M. Ansems, P.G. Eggels, R. van Duin, H.P. de Goede, 1992. Environmental Life Cycle Assessment of products. Guide and Backgrounds. Centre of Environmental Science (CML), Leiden University, Leiden.	Castanheira <i>et al.</i> (2009), Castanheira, (2008), Hospido <i>et al.</i> (2003), Basset-Mens <i>et al.</i> (2005), Basset-Mens <i>et al.</i> (2008), Bartl <i>et al.</i> (2011)
	Kyllmar K, Johansson G, Hoffman M. A Discharge and nutrient losses from arable land 1993/94 and a long term review) [in Swedish]. Ekohydrologi No. 38. Uppsala (Sweden): Division of Water Quality Management, The Swedish University of Agricultural Sciences, 1995.	Cederberg e Mattsson (2000)
<i>Formação de ozono fotoquímico (POCP)</i>	Derwent, R.G., M.E. Jenkin, S.M. Saunders & M.J. Pilling, 1998. Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in Northwest Europe calculated with a master chemical mechanism. Atmospheric Environment 32: 2429–2441.	Castanheira <i>et al.</i> (2009), Castanheira, (2008), Hospido <i>et al.</i> (2003)
	Jenkin, M.E. & G.D. Hayman, 1999: Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters. Atmospheric Environment 33: 1775–1293.	
<i>Depleção de recursos abióticos (ADP)</i>	Guinée J.B. (ed.), 2001. Life cycle assessment an operational guide to the ISO standard. Volumes I, II, III.	Castanheira <i>et al.</i> (2009), Castanheira (2008), Hospido <i>et al.</i> (2003)

As categorias uso do solo e uso de energia, não são objecto de análise nesta tese pelo facto de não haver metodologias unicamente aceites na comunidade científica. No entanto, evidencia-se a escolha de alguns autores em considerar, segundo metodologias identificadas, os impactes associados a estas duas categorias.

3.1.1 Objectivo dos estudos

Os estudos Castanheira *et al.* (2009) e Castanheira (2008), através da aplicação da ferramenta de ACV, pretendem identificar impactes ambientais relativos ao sector de lacticínios em Portugal Continental. Enquanto o estudo Castanheira *et al.* (2009) tem como principal objectivo quantificar o desempenho ambiental da produção de leite de uma exploração típica do país (até à porta da exploração), o estudo Castanheira (2008) pretende identificar e avaliar os impactes ambientais potenciais associados à produção de leite de vaca cru e ao seu processamento, nomeadamente no que respeita ao fabrico de leite para consumo humano UHT, queijo curado de pasta mole (tipo flamengo) e iogurte.

Os estudos Thomassen *et al.* (2008) e Cederberg e Mattsson (2000) fazem a comparação de dois sistemas de produção de leite: sistema de produção convencional e sistema de produção orgânica (ou biológica) para a Holanda e Suécia, respectivamente. Através de uma ACV, estes dois estudos pretendem comparar os dois tipos de sistemas, avaliando os impactes ambientais associados à cadeia de produção de leite (convencional e biológico).

O estudo Williams *et al.* (2006) aborda questões fundamentais sobre o desenvolvimento da produção sustentável e sistemas de consumo de vários produtos agrícolas e hortícolas. Quantifica o uso de recursos e danos ambientais decorrentes da produção de dez produtos chave e oferece modelos acessíveis que permitem avaliar o uso de recursos e as emissões decorrentes de diversas opções de produção em Inglaterra e País de Gales. Neste estudo, para além do leite, são examinadas também a produção pão integral, batata, colza, tomate, carne bovina, carne de porco, carne de carneiro, aves e ovos.

O estudo Hospido *et al.* (2003) examina o ciclo de vida da produção e transformação do leite cru, a fim de quantificar os impactes ambientais potenciais de duas indústrias de processamento de leite (produção de leite para consumo humano UHT) e de duas explorações leiteiras representativas da região da Galiza, em Espanha.

Os estudos Basset-Mens *et al.* (2005) e Basset-Mens *et al.* (2008) analisam a produção de leite na Nova Zelândia, um dos países mais exportadores de leite em todo o mundo, praticando preços bastante atractivos ao sector. Basset-Mens *et al.* (2005) efectua uma ACV ao sector de lacticínios e, para além da avaliação aos impactes ambientais associados à produção de leite cru, faz uma comparação com outros estudos de ACV similares noutros países europeus. O estudo Basset-Mens *et al.* (2008), para além de incluir os dados do estudo Basset-Mens *et al.* (2005), analisa

os impactes ambientais da produção de leite para o período de 2004-2005, avalia igualmente a eco eficiência do sector, prevendo cenários de intensificação.

O estudo Bartl *et al.* (2011) apresenta o ciclo de vida do leite produzido em dois sistemas típicos de produção de pequenos produtores no Peru (em zona litoral e em zona montanhosa), a fim de quantificar e comparar os seus impactes ambientais. Foi efectuada uma análise específica aos componentes dos dois sistemas, por se tratarem de explorações distintas, quer ao nível do tipo de efectivo leiteiro, dos *inputs* associados, da qualidade de alimentação, da geografia do local, mesmo tratando-se do mesmo país.

O estudo Thoma *et al.* (2010) apresenta uma análise desde o *berço-à-cova* para a pegada de carbono de toda a cadeia do leite, ou seja, desde a produção à deposição final dos resíduos das embalagens, a fim de quantificar as emissões de GEE. A cadeia estudada é dividida em nove etapas, englobando a produção de alimentos, a produção de leite, a entrega para a indústria de processamento, o processamento do leite, o embalamento, a distribuição, o retalho, o consumo e deposição final dos resíduos. No entanto, as etapas foram analisadas separadamente pelo autor, sendo no final combinadas para fornecer a pegada do ciclo de vida global. Para efeitos de comparação com outros estudos considerados nesta tese, os resultados apresentados serão os correspondentes à abordagem do *berço-à-porta* da exploração.

O estudo Casey *et al.* (2004), pretende definir uma unidade de produção representativa para o sector de lacticínios para a Irlanda. Além disso, também pretende produzir um inventário, estimar e avaliar as emissões de GEE, avaliar três cenários para reduzir as emissões de GEE da Irlanda e avaliar o papel dos componentes de “menor dimensão” dentro do sistema.

3.1.2 Unidade funcional dos sistemas estudados

No estudo Castanheira (2008) a unidade funcional é a totalidade de leite de vaca cru recolhida e utilizada em Portugal Continental para produzir leite para consumo UHT, queijo curado e iogurtes, no ano de 2005 (1,2 Mton de leite), enquanto que no estudo Castanheira *et al.* (2009), tratando-se de um estudo que incide sobre uma exploração de leite, a unidade funcional é de uma tonelada de leite cru produzida pronta a ser entregue à porta da exploração.

Os estudos Thomassen *et al.* (2008), Basset-Mens *et al.* (2005), Basset-Mens *et al.*, (2008), Bartl *et al.* (2011), Thoma *et al.* (2010) e Thoma *et al.* (2010) consideram a unidade funcional de 1 kg de ECM (*Energy Corrected Milk*), à porta da exploração. O

estudo Cederberg e Mattsson (2000) consideram 1000 kg ECM, também à porta da exploração.

De acordo com as recomendações de alimentação e tabelas de nutrientes para ruminantes, a quantidade de ECM é estimada a partir da quantidade e qualidade de leite cru produzido (ALP, 2006):

$$ECM \text{ (kg/dia)} = \text{leite cru (kg/dia)} \times [0,038 \times \text{teor de gordura (g/kg)} + 0,024 \times \text{teor de proteína (g/kg)} + 0,017 \times \text{teor de lactose (g/kg)}] / 3,14$$

A unidade ECM, também designada por FPCM⁴, trata-se de um factor de correcção, utilizado pela indústria de lacticínios, sendo comum à maioria dos estudos aqui seleccionados.

A unidade funcional para caracterizar o sistema estudado em Williams *et al.* (2006) é de 10 000 L e em Hospido *et al.* (2003) é de 1 L de leite para consumo humano, pronto a ser distribuído.

O estudo Thoma *et al.* (2010) considera 1 kg de leite consumido pelos habitantes (leite processado de consumo UHT). No entanto, para a fase da produção de leite cru é considerada a unidade funcional de 1 kg de ECM.

Neste estudo, para a análise comparativa de valores, as unidades funcionais dos sistemas foram convertidas a 1 kg de ECM com base em 4% de gordura, 3,4% de proteína e 4,7% de lactose, de acordo com as tabelas de composição nutricional do leite⁵ publicadas por Food Standart Agency (2002).

3.1.3 Tipo e Fronteira dos sistemas estudados

A Figura 8 representa esquematicamente a fronteira dos estudos abordados neste subcapítulo (do *berço-à-porta da exploração*). Para além do processo produtivo de leite cru, estão também representados os fluxos de sub-processo inerentes à actividade agro-pecuária e.g. produção de forragem, rações e fertilizantes.

⁴ Gordura e proteína de leite corrigida.

⁵ Leite cru (integral)

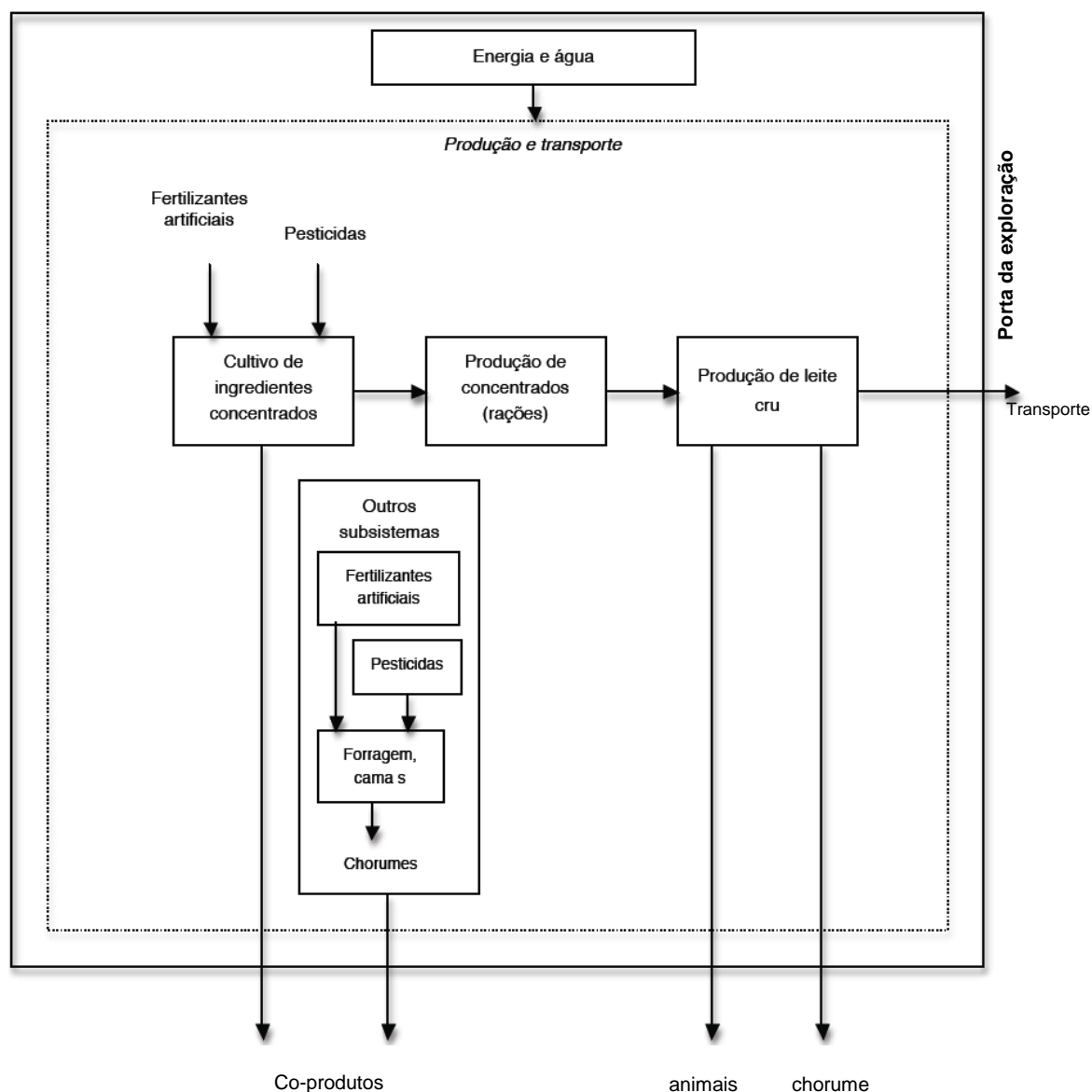


Figura 8– Processo e sub-processos associados à produção de leite cru ao nível da exploração agrícola (do berço-à-porta de exploração).

Os sistemas analisados em Castanheira *et al.* (2009) e Castanheira (2008) são sistemas mediterrânicos onde o tamanho da exploração, expresso em número de cabeças, pode ser bastante variável devido ao contraste entre os dois tipos de sistemas produtivos no país: o sistema comercial e o sistema misto, ou de pequena escala (European Comission, 2000). A maior quantidade de leite produzida em Portugal Continental deriva, fundamentalmente de sistemas leiteiros intensivos (Castanheira, 2008).

O estudo Castanheira (2008) inclui a produção de leite ao nível da exploração, indústria de produção de leite para consumo humano UHT, indústria de queijo curado tipo pasta mole e indústria de iogurtes. Para além destas fases sequenciais, foram

ainda considerados outros subsistemas intervenientes no ciclo de vida dos produtos lácteos em análise: produção de alimentos animais, tanto nas explorações agrícolas como nas indústrias de rações ou alimentos concentrados, produção de leite em pó e leite concentrado, produção de açúcar, produção de materiais de embalagem e embalagens, produção de combustíveis (pré-combustão), produção de energia eléctrica na rede nacional, produção de químicos, nomeadamente fertilizantes e agentes de limpeza, e os transportes.

O sistema do estudo Thomassen *et al.* (2008) inclui o ciclo de vida necessário para a produção de leite cru, incluindo o transporte associado à produção de matérias-primas. Os medicamentos, sementes e máquinas foram excluídos, devido ao seu pequeno impacto. Os edifícios também foram excluídos devido à sua semelhança nos diferentes tipos de exploração

O estudo Cederberg e Mattsson (2000) trata das fases do ciclo de vida do leite, que inclui a produção de materiais e energia utilizados, assim como o transporte de matérias-primas. As principais diferenças nos sistemas de produção de leite de consumo convencional e orgânico (biológico) são incluídas nesta escolha dos limites do sistema. Os edifícios foram excluídos na análise, assim como equipamentos agrícolas, uma vez que há falta de dados sobre máquinas utilizadas na produção agrícola de alimentos concentrados fora da Suécia. Também foram excluídos do estudo medicamentos, detergentes de lavagem, desinfectantes, sal para as vacas, etc.

O estudo Williams *et al.* (2006), inclui todas as fases de produção de leite cru ao nível da exploração. Todas as entradas na exploração foram contabilizadas, desde a extracção de recursos primários (e.g. carvão, petróleo bruto e minério) até às actividades de apoio à produção de leite cru, como a produção de rações, uso de máquinas e produção de fertilizantes.

O estudo Hospido *et al.* (2003) engloba a fase da produção de leite ao nível de exploração, nomeadamente todo o processo de ordenha. No entanto, o autor não descreve detalhadamente todos os pressupostos e exclusões consideradas.

Nos estudos Basset-Mens *et al.* (2005) e Basset-Mens *et al.* (2008) não são descritas pelos autores as exclusões de forma discriminada. No entanto, estes estudos englobam todas as fases da produção de leite cru desde o *berço-à-porta* da exploração, incluindo todos os processos alusivos à exploração (produção de forragem, transportes, edifícios, maquinaria, etc.).

No estudo Bartl *et al.* (2011) são considerados todas as acções que vão desde o *berço-à-porta* da exploração incluindo os processos associados ao uso do solo, ao

consumo de água para irrigação, energia, fertilizantes, pesticidas e máquinas associadas à produção agrícola e processamento dos alimentos, bem como o transporte de matérias-primas, colheitas e produção de alimentos para animais. Ambos os sistemas (montanha e litoral) incluem outros animais de “trabalho”, neste caso um cavalo e um burro, sendo o consumo de alimentos e dejectos dos animais também considerados. Quanto aos equipamentos das explorações, como estradas, infra-estruturas de irrigação, edifícios e máquinas, foram excluídos pelo facto da sua contribuição para as categorias de impacte não serem significativas. As infra-estruturas são muito simplificadas, sendo que a maior parte delas não existem nas explorações montanhosas localizadas nos Andes (e.g. estradas, canais de rega, etc.). Nas explorações situadas nas zonas montanhosas, todas as operações de manutenção das infra-estruturas são manuais. Além disso, também foram alvo de exclusão os medicamentos e sementes, devido ao seu pequeno impacte.

No estudo Thoma *et al.* (2010) o sistema considera as fases desde o *berço-à-cova*, incluindo a extracção das matérias-primas até à deposição final dos resíduos. Mais especificamente, inclui a pré-combustão de combustíveis primários, assim como outras matérias-primas necessárias para a produção de leite cru. No entanto são excluídas as infra-estruturas (e.g. edifícios e equipamentos agrícolas). No que respeita à deposição final dos resíduos, este estudo exclui a deposição final das embalagens, após consumo (final da cadeia). É também considerado que todos os elementos com contribuição até 1% (inclusive), sejam alvo de exclusão. Esta medida de exclusão é aplicada em todos os estudos, embora seja ocultada na grande maioria dos casos.

O sistema do estudo Casey *et al.* (2004) tem como objectivo avaliar as emissões de GEE associadas à produção de leite na Irlanda, desde o *berço-à-porta* da exploração. O sistema inclui os limites físicos da unidade de produção de leite, assim como das suas actividades associadas *i.e.* emissões associadas ao transporte individual dos *inputs* relativos à produção de rações, (ii) emissões associadas à produção de fertilizantes azotados, transporte e sua aplicação; (iii) emissões associadas ao maneo dos dejectos animais (iv) emissões associadas à energia eléctrica utilizada para o refrigeração do leite e no que respeita ao uso de *diesel* para as operações agrícolas (*i.e.* para a aplicação de fertilizantes, para a aplicação de estrume e produção de forragem). São excluídas as emissões associadas à produção de medicamentos, insecticidas, máquinas, prédios e estradas devido à falta de dados.

3.1.4 Critérios de alocação de co-produtos para os sistemas estudados

Para os diversos estudos, são considerados diferentes critérios de alocação para os co-produtos associados à produção de leite cru.

Os estudos Castanheira *et al.* (2009), Thomassen *et al.* (2008), Cederberg e Mattsson (2000), Williams *et al.* (2006), Hospido *et al.* (2003) e Bartl *et al.* (2011) consideram a alocação económica como critério de alocação aos seus co-produtos.

Dos estudos que consideram a alocação económica como critério, o estudo Castanheira *et al.* (2009) atribui 87% para o leite e 13% para a carne, o estudo Thomassen *et al.* (2008), para a produção convencional atribui 91% para o leite, 8.2% para animais e 0,8% para culturas exportadas e para a produção orgânica atribui 90% para o leite, 6,6% para animais e 3,4% para culturas exportadas e estrume. O estudo Cederberg e Mattsson (2000), para além de outros critérios de alocação adoptados, atribui alocação económica para os concentrados (rações). Nos estudos Williams *et al.* (2006), Hospido *et al.* (2003) e Bartl *et al.* (2011) não são feitas referências quanto à percentagem atribuída para cada co-produto.

Os estudos Cederberg e Mattsson (2000), Basset-Mens *et al.* (2005) e Basset-Mens *et al.* (2008) assumem, com base na causalidade biológica, os seus critérios de alocação. Os três estudos referem a existência de forragem e atribuem 85% para o leite e 15% de carne, como percentagem alocada.

Os estudos Cederberg e Mattsson (2000) e Casey *et al.* (2004) consideram a alocação mássica como critério. Enquanto que no estudo Cederberg e Mattsson (2000) é feita uma alocação mássica apenas para as matérias-primas de origem agrícola, no estudo Thoma *et al.* (2010) é feita alocação mássica ao leite e à carne. No entanto, nenhuns dos estudos apresentam as respectivas percentagens de alocação.

No sistema apresentado em Thoma *et al.* (2010), os autores referem a utilização de critérios de alocação que têm por base a expansão do sistema, causalidade biológica, valor económico e mássico. No entanto não apresentam quais os co-produtos associados a cada critério de alocação, nem percentagens de relativas.

No estudo Casey *et al.* (2004) são apresentados resultados para três critérios de alocação diferentes: alocação económica (carne e leite), alocação mássica (carne e leite) e sem alocação (100% ao leite). No entanto, o autor não explicita as respectivas percentagens atribuídas a cada co-produto.

3.2 Processamento do leite

O processamento do leite pode ser feito com duas finalidades específicas, ou seja, para produção de leite para consumo humano e.g. leite pasteurizado UHT, ou para a produção de derivados e.g. queijo, natas, iogurtes. O processamento do leite e dos seus derivados, a nível industrial, requer a execução de diferentes operações unitárias, esquematizadas na Figura 9.

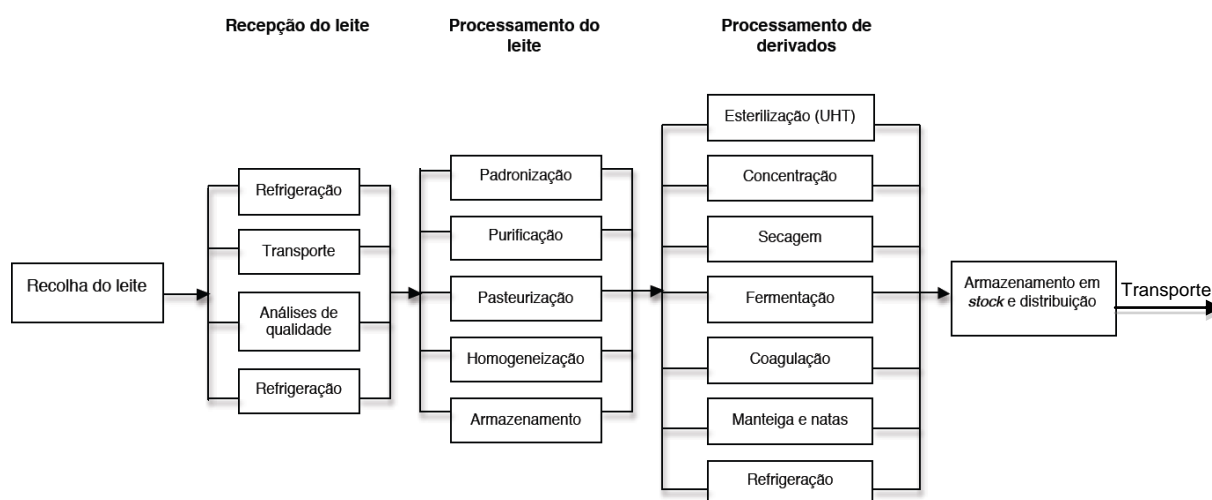


Figura 9 - Fluxograma das operações unitárias associadas à recepção e processamento do leite e processamento de derivados.

Para o estudo dos impactes associados ao processamento do leite, é feita uma análise comparativa ao leite industrial para consumo humano UHT, tendo por base três estudos publicados. Enquanto para a produção de queijo, a análise foi efectuada para três estudos publicados, relativamente à produção de iogurte, a análise foi efectuada para um estudo publicado.

Para os produtos lácteos considerados neste trabalho, *i.e.* leite para consumo humano UHT, queijo e iogurte, são analisados os resultados dos impactes associados às fases de fabrico de cada produto, ao nível de cada unidade industrial de processamento.

3.2.1 Produção de leite para consumo humano UHT

Os estudos considerados para a análise comparativa dos impactes associados à produção de leite para consumo humano UHT, são estudos que foram anteriormente

caracterizados no subcapítulo 3.1, referente à produção de leite cru ao nível da exploração leiteira. Neste subcapítulo, a análise é feita a partir da porta da exploração leiteira, onde são integradas as fases de fabrico do leite industrial (desde a entrega de leite cru, à saída da indústria de processamento) embalado devidamente e pronto para a fase de distribuição. No entanto, não são consideradas as fases posteriores ao processamento, nomeadamente distribuição, consumo, deposição final de resíduos associados.

Para a análise comparativa dos impactes associados ao processamento do leite, nomeadamente à produção de leite para consumo humano UHT, encontra-se na Tabela 5 os estudos que foram considerados.

Tabela 5 – Estudos considerados para análise comparativa dos impactes associados à produção de leite para consumo humano UHT.

Autores	Título	Revista/Relatório, Conferência	Ano
Castanheira, É. G.	Avaliação do Ciclo de Vida dos produtos lácteos fabricados em Portugal Continental	Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Universidade de Aveiro	2008
Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G.	Simplified life cycle assessment of Galician milk production	IntDairy J 13, 783 – 796	2003
Thoma, G.; Popp, J.; Nutter, D.; Ulrich, R.; Matlock, M.; Kim, D.; Niederman, Z.; East, C.; Kemper, N.; Shonnard, D.; Adom, F.	Global Warming Potential of Fluid Milk Consumed in the US: A Life Cycle Assessment	7th International Food LCA Conference, Bari, Italy	2010

Na Tabela 6 são apresentadas as referências bibliográficas para o cálculo das categorias de impacto adoptadas pelos autores.

Na Tabela 7 são apresentadas as principais características dos sistemas estudados para a produção de leite para consumo UHT, nomeadamente informações sobre a *escala geográfica, escala temporal, fronteira do sistema, unidade funcional, critérios de alocação de co-produtos, fases de ACV (opcionais) e categorias de impacto consideradas*.

Tabela 6 – Referências bibliográficas que reportam o método de cálculo das categorias de impacto consideradas, para a produção de leite para consumo humano UHT.

Categoria de impacto ambiental	Referências bibliográficas das metodologias adotadas	Estudos considerados
<i>Aquecimento global (GWP)</i>	IPCC, 2007. IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA.	Castanheira (2008)
	J. T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden and D. Xiaosu (Eds.), 2001. IPCC Third Assessment Report: Climate Change 2001: The Scientific Basis. Cambridge University Press, Cambridge, UK.	Hospido <i>et al.</i> (2003)
	IPCC, 1996. Intergovernmental Panel on Climate Change. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual (3). Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual (3).	Thoma <i>et al.</i> (2010)
<i>Acidificação (AP)</i>	Huijbregts, M., 1999. Life cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of equivalency factors with RAINS-LCA. Faculty of Environmental Science, University of Amsterdam, The Netherlands.	Castanheira (2008), Thomassen <i>et al.</i> (2008), Hospido <i>et al.</i> (2003)
<i>Eutrofização (EP)</i>	Heijungs, R., J. Guinée, G. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A.M.M. Ansems, P.G. Eggels, R. van Duin, H.P. de Goede, 1992. Environmental Life Cycle Assessment of products. Guide and Backgrounds. Centre of Environmental Science (CML), Leiden University, Leiden.	Castanheira, (2008), Hospido <i>et al.</i> (2003),
<i>Formação de ozônio fotoquímico (POCP)</i>	Derwent, R.G., M.E. Jenkin, S.M. Saunders & M.J. Pilling, 1998. Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in Northwest Europe calculated with a master chemical mechanism. Atmospheric Environment 32: 2429–2441. Jenkin, M.E. & G.D. Hayman, 1999: Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters. Atmospheric Environment 33: 1775–1293.	Castanheira, (2008), Hospido <i>et al.</i> (2003)
<i>Depleção de recursos abióticos (ADP)</i>	Guinée J.B. (ed.), 2001. Life cycle assessment an operational guide to the ISO standard. Volumes I, II, III.	Castanheira (2008), Hospido <i>et al.</i> (2003)

Tabela 7 – Estudos analisados relativamente à produção de leite para consumo humano UHT (Portugal, Espanha e E.U.A.)

Estudos analisados (produção de leite UHT)		Castanheira (2008)	Hospido <i>et al.</i> (2003)	Thoma <i>et al.</i> (2010)
Escala geográfica		Portugal (continental)	Espanha (Galiza)	E.U.A.
Escala temporal		2005	2000-2002	2007
Fronteira do sistema		Do berço à porta da exploração	Do berço à porta da exploração	Do berço à porta da exploração
Unidade Funcional		1,2 Mton de leite	1 L de leite	1 kg de leite
Crítérios de alocação de co-produtos	<i>Sem alocação (100% ao leite)</i>	✓	✓	- / ■
	<i>Alocação económica</i>	-	✓	■
	<i>Alocação mássica</i>	-	-	■
	<i>Causalidade biológica</i>	-	-	■
Fases da ACV (opcionais)	<i>Normalização</i>	×	✓	×
	<i>Agrupamento</i>	×	×	×
	<i>Ponderação</i>	×	×	×
Categorias de impacte	<i>Aquecimento global (GWP)</i>	✓	✓	✓
	<i>Depleção de ozono (ODP)</i>	✓	✓	-
	<i>Acidificação (AP)</i>	✓	✓	-
	<i>Eutrofização (EP)</i>	✓	✓	-
	<i>Formação de ozono fotoquímico (POCP)</i>	✓	✓	-
	<i>Depleção de recursos abióticos (ADP)</i>	✓	✓	-
	<i>Uso do solo</i>	-	-	-
	<i>Uso de energia</i>	-	-	-

Legenda: ✓ incluído × excluído ■ sem informação por parte do autor - não aplicado pelo autor

3.2.1.1.1 Objectivo dos estudos, unidade funcional, fronteira do sistema e critérios de alocação

As fronteiras dos sistemas em estudo excluem a exploração leiteira, ou seja, a análise é feita a partir da porta da exploração onde são integradas as fases de fabrico do leite industrial (desde a entrega de leite cru, à saída da indústria de processamento). Nos três estudos não são atribuídos critérios de alocação para co-produtos.

Na Figura 10 é apresentado o fluxograma relativo ao fabrico de leite para consumo humano UHT (simples e achocolatado) referente ao estudo Castanheira (2008), pretendendo ilustrar os processos unitários de fabrico do produto. Nos restantes estudos, os autores não apresentam de forma detalhada as operações unitárias associadas à produção de leite UHT para consumo humano.

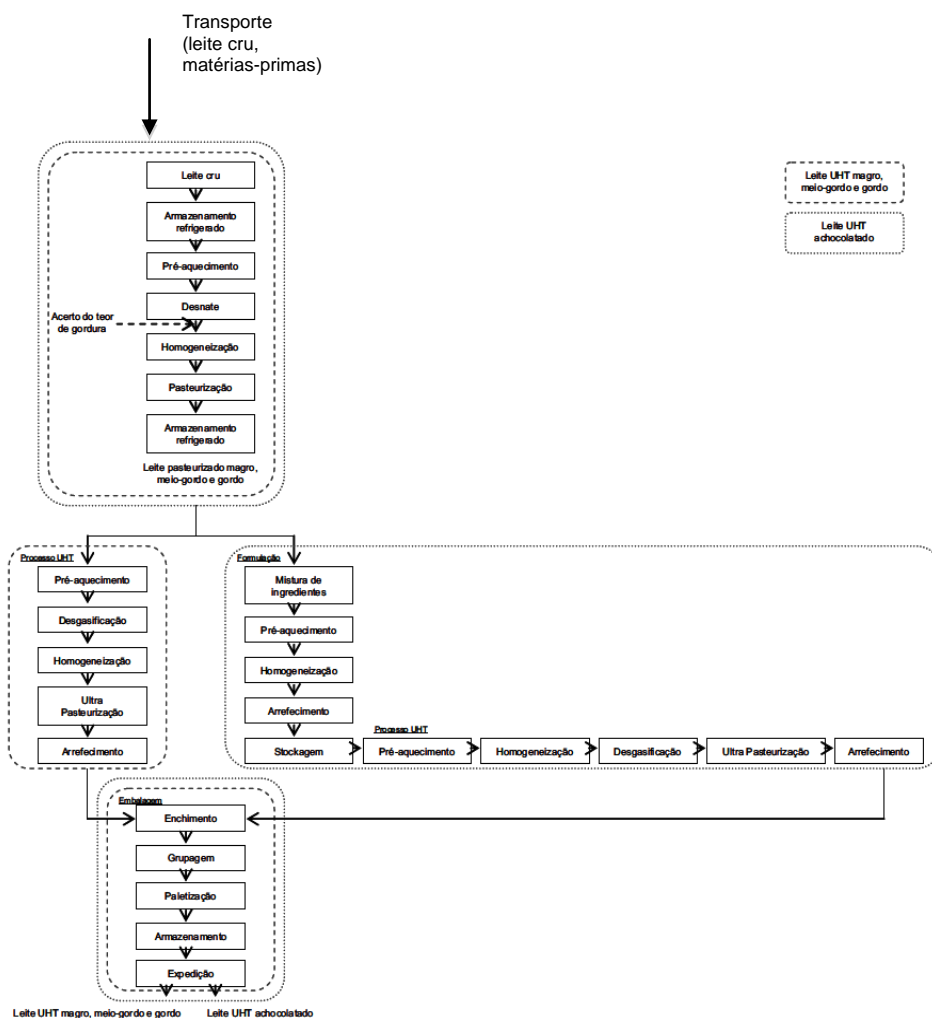


Figura 10 – Fluxograma de processo para leite industrial UHT para consumo (simples e achocolatado) (Castanheira, 2008).

3.2.2 Produção de queijo

Para a produção de queijo, é feita uma análise comparativa tendo por base três estudos publicados, seguidamente apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 – Estudos considerados para análise comparativa dos impactes associados à produção de queijo.

Autores	Título	Revista/Relatório, Conferência	Ano
Castanheira, É. G.	Avaliação do Ciclo de Vida dos produtos lácteos fabricados em Portugal Continental	Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Universidade de Aveiro	2008
Berlin, J. (b)	Environmental life cycle assessment (LCA) of Swedish semi-hard cheese.	International Dairy Journal 12(11): 939–953	2002
Middelard, C; Berentsen, P.; Dolman, M; Boer, I.	Eco-efficiency in the production chain of Dutch semi-hard cheese	Livestock Science 139 (11): 91-99	2011

Na Tabela 9 são apresentadas as principais características dos sistemas estudados para a produção de queijo, nomeadamente informações sobre a *escala geográfica, escala temporal, fronteira do sistema, unidade funcional, critérios de alocação de co-produtos, fases de ACV (opcionais) e categorias de impacto consideradas*.

Na Tabela 10 são apresentadas as referências bibliográficas para o cálculo das categorias de impacto adoptadas pelos autores dos estudos Castanheira (2008), Berlin (2002b) e Middelaar *et al.* (2011).

Tabela 9 – Estudos analisados relativamente à produção de queijo (Portugal, Suécia e Holanda).

Estudos analisados (produção de queijo)		Castanheira (2008)	Berlin (2002b)	Middelaar <i>et al.</i> (2011)
Escala geográfica		Portugal (continental)	Suécia	Holanda
Escala temporal		2005	2000-2002	2007
Fronteira do sistema		Da porta à saída da indústria	Do berço-à-cova	Do berço-à-cova
Unidade Funcional		1 kg de queijo	1 kg de queijo	1 kg de queijo
Critérios de alocação de co- produtos	<i>Sem alocação (100% ao queijo)</i>	✓	✓	-
	<i>Alocação económica</i>	-	-	✓
	<i>Alocação mássica</i>	-	-	-
	<i>Causalidade biológica</i>	-	-	-
Fases da ACV (opcionais)	<i>Normalização</i>	×	×	×
	<i>Agrupamento</i>	×	×	×
	<i>Ponderação</i>	×	×	×
Categorias de impacte	<i>Aquecimento global (GWP)</i>	✓	✓	✓
	<i>Acidificação (AP)</i>	✓	✓	-
	<i>Eutrofização (EP)</i>	✓	✓	-
	<i>Formação de ozono fotoquímico (POCP)</i>	✓	✓	-
	<i>Depleção de recursos abióticos (ADP)</i>	✓	-	-
	<i>Uso do solo</i>	-	-	-
	<i>Uso de energia</i>	-	-	-

Legenda: ✓ incluído × excluído ■ sem informação por parte do autor - não aplicado pelo autor

Tabela 10 – Referências bibliográficas que reportam o método de cálculo das categorias de impacto consideradas pelos autores dos estudos seleccionados, para a produção de queijo.

Categoria de impacto ambiental	Referências bibliográficas das metodologias adoptadas	Estudos considerados
<i>Aquecimento global (GWP)</i>	IPCC, 2007. IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA.	Castanheira (2008)
	IPCC. In: Houghton, editor. Climate change 1995. Cambridge (UK): Cambridge University Press (published for IPCC), 1995.	Berlin (2002b)
	IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 4: Agriculture, Forestry and other Land Use. Intergovernmental Panel on Climate Change. Paris, France.	Middelaar <i>et al.</i> (2011)
<i>Acidificação (AP)</i>	Huijbregts, M., 1999. Life cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of equivalency factors with RAINS-LCA. Faculty of Environmental Science, University of Amsterdam, The Netherlands.	Castanheira (2008), Berlin (2002)
<i>Eutrofização (EP)</i>	Heijungs, R., J. Guinée, G. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A.M.M. Ansems, P.G. Eggels, R. van Duin, H.P. de Goede, 1992. Environmental Life Cycle Assessment of products. Guide and Backgrounds. Centre of Environmental Science (CML), Leiden University, Leiden.	Castanheira (2008)
	Lindfors, L.-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Junttila, V., Hanssen, O.-J., Ronning, A., Ekvall, T., & Finnveden, G. (1995). Nordic guidelines on life-cycle assessment, Nord 1995:20. Copenhagen, Denmark: Nordic Council of Ministers.	Berlin (2002)
<i>Formação de ozono fotoquímico (POCP)</i>	Derwent, R.G., M.E. Jenkin, S.M. Saunders & M.J. Pilling, 1998. Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in Northwest Europe calculated with a master chemical mechanism. Atmospheric Environment 32: 2429–2441.	Castanheira (2008)
	Jenkin, M.E. & G.D. Hayman, 1999: Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters. Atmospheric Environment 33: 1775–1793.	
	Hauschild, M., & Wenzel, H. (1998). Environmental assessment of products, Vol. 2. London, Great Britain: Chapman & Hall.	Berlin (2002b)
	Heijungs, R., Guinée, J. B., Huppes, G., Lankreijer, R. M., Udo de Haes, H. A., Wegener Sleeswijk, A. (1992). Environmental life cycle assessment of products: Guide. Leiden, the Netherlands: Center of Environmental Science (CML).	
<i>Depleção de recursos abióticos (ADP)</i>	Guinée J.B. (ed.), 2001. Life cycle assessment an operational guide to the ISO standard. Volumes I, II, III.	Castanheira (2008)

3.2.2.1.1 Objectivo dos estudos, unidade funcional, fronteira do sistema e critérios de alocação

A indústria utilizada como padrão no estudo Castanheira (2008) é caracterizada por um elevado grau de especialização na produção de queijo curado de vaca (tipo prato e tipo flamengo), utilizando processos e equipamentos modernos e automáticos.

As etapas consideradas no fabrico do queijo são: recepção e armazenamento do leite, preparação do leite, coagulação e moldagem/prensagem, salga, acabamento e embalagem. O leite pode ter origem na exploração leiteira, apresentando-se sob a forma de leite cru ou em natureza, ou pode ser proveniente de outra fábrica sob a forma de leite em pó, que é utilizado apenas quando não há leite em natureza para a

produção de queijo pretendido. No estudo Castanheira (2008) são avaliados impactes associados à produção de 1 kg de queijo⁶, não sendo, no entanto, referenciado qualquer critério de alocação relativamente a subprodutos.

Na Figura 11 é apresentado o fluxograma de processo que esquematiza a produção de queijo curado.

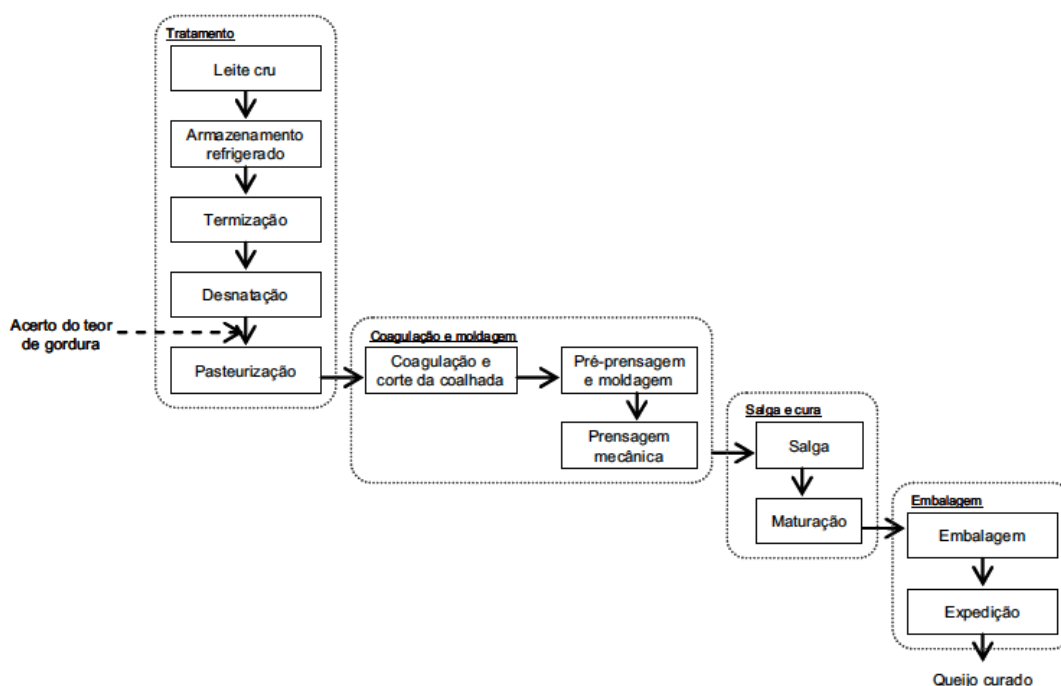


Figura 11– Fluxograma do processo de fabrico de queijo curado (Castanheira, 2008).

Berlin (2002b) argumenta que há necessidade urgente de aumentar o conhecimento sobre as consequências ambientais da produção de alimentos, promovendo acções que contribuem para a sustentabilidade de cada sector. Nesse contexto, o estudo de ACV apresentado em Berlin (2002b) pretende investigar as consequências ambientais associadas aos produtos lácteos, mais precisamente à produção de queijo na Suécia. Os resultados de cada actividade associados ao queijo mais consumido na Suécia (do tipo “semi-duro”, designado por *Hushallsost*), incluem a produção, o processamento, dos ingredientes/produtos e o seu transporte para as fases seguintes.

⁶ O estudo refere como unidade funcional a totalidade de leite recolhido em Portugal Continental para o ano 2005 (1,2 Mton de leite), no entanto, tendo por base a quantidade de leite utilizada para fornecer 1 kg de queijo, chega-se à relação de 1 kg de leite cru que equivale a 0,2 kg de queijo.

No estudo Berlin (2002b) são avaliados impactes associados à produção de 1 kg de queijo (unidade funcional), não sendo, no entanto, referenciado qualquer critério de alocação relativamente aos subprodutos.

O estudo Middelaar *et al.* (2011) inclui as fases da cadeia de produção de queijo semi-duro holandês, onde a matéria-prima principal de produção é o leite cru. A cadeia de produção inclui a fase de produção de leite cru nas explorações leiteiras e os subsistemas relacionados *i.e.* o cultivo e produção de forragem, produção de alimentos concentrados (rações), fertilizantes, pesticidas, o transporte das matérias primas para o fabrico do queijo (*e.g.* leite cru e outros materiais auxiliares), o fabrico de queijo, armazenamento e distribuição. Para além dos impactes ambientais, no estudo Middelaar *et al.* (2011) são também avaliados impactes económicos associados à produção de queijo.

A unidade funcional considerada no estudo Middelaar *et al.* (2011) é 1 kg, sendo adoptada a alocação económica como critério.

3.2.3 Produção de iogurtes

O iogurte é um produto que resulta da fermentação láctica do leite, sendo o leite inoculado com uma cultura de bactérias que provocam a conversão de parte da lactose do leite em ácido láctico (Castanheira, 2008)

O estudo Castanheira (2008), para além da produção de leite cru e fabrico de produtos lácteos (leite para consumo humano UHT e queijo), considera a produção de iogurtes.

Ao contrário do que acontece para a produção de leite cru, a publicação de estudos que avaliam impactes associados ao processo de fabrico de iogurte não tem sido frequente. No entanto, no estudo Castanheira (2008) é analisada a produção de três principais tipos de iogurtes: os sólidos ou gelificados (incubados e arrefecidos na embalagem); os batidos (incubados em tanques e arrefecidos antes de serem colocados em embalagens); e os líquidos (onde a leitada fica líquida antes do embalamento), cujo processo de fabrico é esquematizado na Figura 12.

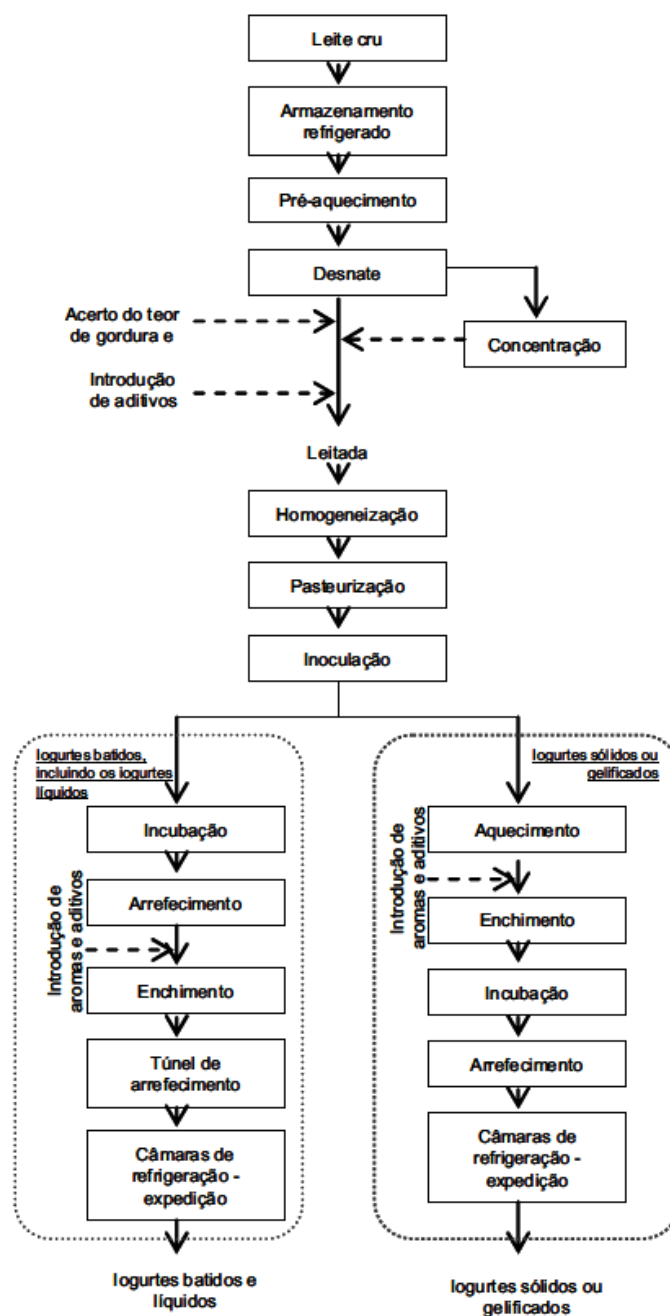


Figura 12 – Fluxograma do processo de leites fermentados (Castanheira, 2008).

A unidade do funcional de Castanheira (2008) é a totalidade de leite produzido em Portugal Continental para o ano 2005 (1,2 Mton de leite). Nesse estudo, os impactes são associados à totalidade de leite produzido, não havendo qualquer referência da quantidade de leite cru utilizado para produzir 1 kg (ou 1 litro) de iogurte. Para além disso, não são referidos critérios de alocação para os subprodutos associados ao fabrico de iogurte.

4. Resultados e Discussão

4.1 Impactes ambientais associados à produção de leite cru

Neste subcapítulo são apresentados e discutidos os resultados da avaliação de impactes ambientais para a análise da produção de leite cru ao nível das explorações leiteiras, publicados nos estudos referenciados no subcapítulo 3.1.

As Figuras 13 a 18, apresentam os impactes para as categorias depleção de recursos abióticos, aquecimento global, formação de ozono fotoquímico, acidificação e eutrofização. Todas as categorias são expressas considerando a produção de 1 kg de ECM.

Na Figura 13 apresentam-se os resultados para a categoria de impacte depleção de recursos abióticos, considerada nos estudos Castanheira *et al.* (2009), Castanheira (2008) e Hospido *et al.* (2003), expressos em g Sb-eq/kgECM.

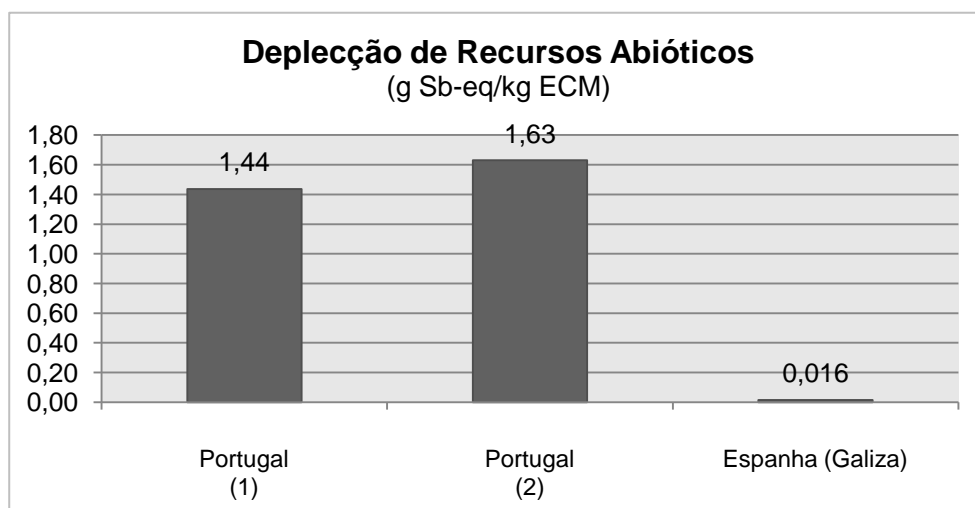


Figura 13 - Depleção de recursos abióticos para os estudos Castanheira *et al.* (2009) e Castanheira (2008) e Hospido *et al.* (2003), em g Sb-eq/kgECM.

Para a categoria de impacte apresentada, o estudo Castanheira (2008) apresenta valor superior (1,63g Sb-eq/kgECM) ao estudo Castanheira *et al.* (2009), (1,44g Sb-eq/kgECM). O estudo Hospido *et al.* (2003), apresenta um valor consideravelmente inferior, próximo de zero (0,016g Sb-eq/kgECM).

Os autores usam o mesmo método de cálculo para a categoria depleção de recursos abióticos. No entanto, a diferença entre valores pode ser explicada pelos critérios de alocação adoptados. Enquanto que nos estudos estudo Castanheira *et al.* (2009) e Hospido *et al.* (2003) é efectuada

alocação aos co-produtos (alocação económica), no estudo Castanheira (2008) não é feita alocação, sendo os impactes atribuídos 100% à produção de leite.

Para todos os estudos, a produção de concentrados e silagem de milho são os principais contribuintes para esta categoria de impacte, devido ao elevado consumo de energia eléctrica e de combustíveis fósseis característica nesses subsistemas.

Na Figura 14 apresentam-se os resultados para a categoria de impacte aquecimento global, para os estudos considerados, expressos em g CO₂-eq/kgECM.

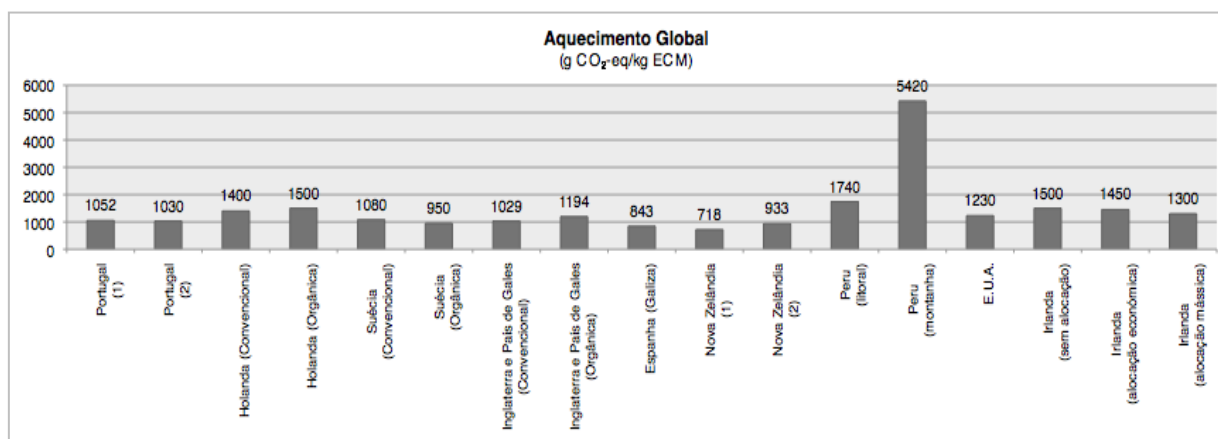


Figura 14 - Aquecimento global para os estudos considerados, expresso em g CO₂ - eq/kgECM.

Para a categoria de impacte apresentada, o estudo Bartl *et al.* (2011) (localizado na zona montanhosa do Peru) apresenta o valor mais elevado (5420 g CO₂eq/kgECM), enquanto o estudo Basset-Mens *et al* (2005) apresenta o valor mais baixo (718 g CO₂eq/kgECM) entre os estudos considerados.

Pela análise gráfica, observam-se diferenças significativas entre os estudos, em que as tipologias dos sistemas, as metodologias adoptadas ou os critérios de alocação considerados, podem afectar directamente esta diferença entre valores.

É possível constatar que, à excepção do estudo Cederberg e Mattsson (2000), todos os outros estudos que pretendem comparar os impactes associados à produção de leite cru para os sistemas convencional e orgânico, os valores mais elevados para a categoria aquecimento global pertencem aos sistemas orgânicos.

As metodologias agrícolas adoptadas entre os sistemas diferem em várias fases processuais, assim como, a estratégia adoptada na alimentação, o que pode explicar as diferenças. A alimentação de bovinos de leite à base de concentrados (rações) é uma estratégia adoptada

pelos sistemas convencionais, enquanto nos sistemas orgânicos a estratégia de alimentação adoptada é à base de forragem e pastagem.

Em todos os estudos, o metano proveniente da fermentação entérica é dado como principal contribuinte para os impactes associados à categoria aquecimento global. A quantidade de metano produzida em ruminantes é fortemente influenciada pelo tipo de alimentação adoptada, sendo associado maior produção de metano (fermentação entérica) quando alimentação é à base de forragem e pastagem (sistemas orgânicos). No sistema montanhoso a que se refere o estudo Bartl *et al.* (2011), a alimentação dos bovinos de leite é à base de pastagens localizadas nos Andes. Todo o manejo é tipicamente rudimentar, sem acesso a qualquer equipamento agrícola e sem qualquer preparação específica para a dieta dos bovinos, que têm acesso livre aos pastos.

Entre os sistemas convencionais, o estudo Bartl *et al.* (2011) (localizado na zona litoral e montanhosa do Peru) apresenta os valores mais elevados para a categoria (1740 e 5420 CO₂eq/kgECM), enquanto que o estudo Basset-Mens *et al.* (2005) (718 g CO₂eq/kgECM) apresenta o valor mais baixo. É de referir que para este tipo de sistemas há uma incidência dos valores publicados para esta categoria de impacte numa gama que pode ser expressa entre 900 e 1400 g CO₂eq/kgECM).

Relativamente aos sistemas orgânicos, o estudo Thomassen *et al.* (2008) apresenta o valor mais elevado (1500g CO₂eq/kgECM), enquanto o estudo Cederberg e Mattsson (2000) apresenta o valor mais baixo (950 g CO₂eq/kgECM).

Tendo em conta as metodologias adoptadas para a categoria aquecimento global, verifica-se que os estudos diferem apenas no que refere aos anos de publicação dos relatórios do IPCC. Pelo facto dos potenciais de impacte para os GEE serem actualizados periodicamente, tal pode contribuir também para a diferença entre resultados. Nos estudos Basset-Mens *et al.* (2005) e Basset-Mens *et al.* (2008) verifica-se uma diferença relativa que pode ser explicada pelas diferentes metodologias adoptadas para esta categoria de impacte.

A alocação de impactes aos co-produtos, podem contribuir significativamente para valores mais baixos para a categoria aquecimento global. O facto de o estudo Cederberg e Mattsson (2000) ser o único caso onde o sistema orgânico apresenta resultados inferiores ao sistema convencional pode ser explicado pelo critério de alocação adoptado. Com efeito nos estudos que têm como objectivo específico a comparação entre sistemas de produção (convencional e orgânico) (Thomassen *et al.* (2008), Cederberg e Mattsson (2000) e Williams *et al.* (2006)) verifica-se que o estudo Cederberg e Mattsson (2000) considera a alocação dos seus co-

produtos tendo por base a causalidade biológica, enquanto que os estudos Thomassen *et al.* (2008) e Williams *et al.* (2006) atribuem relações económicas (alocação económica).

O estudo Casey *et al.* (2004) pretende avaliar os impactes associados à produção de leite cru adoptando três critérios diferentes de alocação: *sem alocação*, *alocação económica* e *alocação mássica*. Tendo em conta os resultados, o menor valor associado está atribuído ao critério mássico, enquanto que o maior valor é relativo à não alocação de co-produtos. Assim pode inferir-se que o resultado do estudo Cederberg e Mattsson (2000) está em linha com a conclusão deste estudo.

Na Figura 15 apresentam-se os resultados para a categoria de impacte formação de ozono fotoquímico, considerada nos estudos Castanheira *et al.* (2009), Castanheira (2008) e Hospido *et al.* (2003), sendo expressos em g C₂H₄/kgECM.

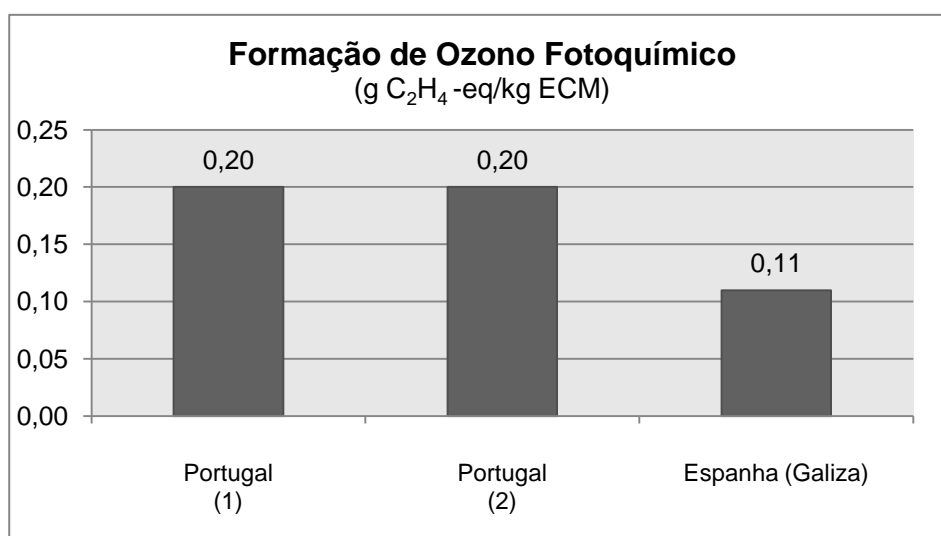


Figura 15 - Formação de ozono fotoquímico para os estudos Castanheira *et al.* (2009), Castanheira (2008) e Hospido *et al.* (2003), expresso em g C₂H₄/kgECM.

Para a categoria de impacte apresentada, os estudos Castanheira *et al.* (2009) e Castanheira (2008) apresentam valores mais elevados (0,20 g C₂H₄/kgECM) comparativamente ao estudo Hospido *et al.* (2003) (0,11 g C₂H₄/kgECM). Para a categoria formação de ozono fotoquímico, os três estudos utilizam a mesma metodologia, pelo que não são conhecidos os factos que possam relacionar directamente esta diferença apresentada por Hospido *et al.* (2003).

Os estudos referenciados apresentam como principal contribuinte para a formação de ozono fotoquímico, a emissão de metano proveniente da fermentação entérica dos bovinos de leite e a gestão de chorumes.

Na Figura 16 apresentam-se os resultados para a categoria de impacte acidificação, para os estudos considerados expressos em g SO₂/kgECM.

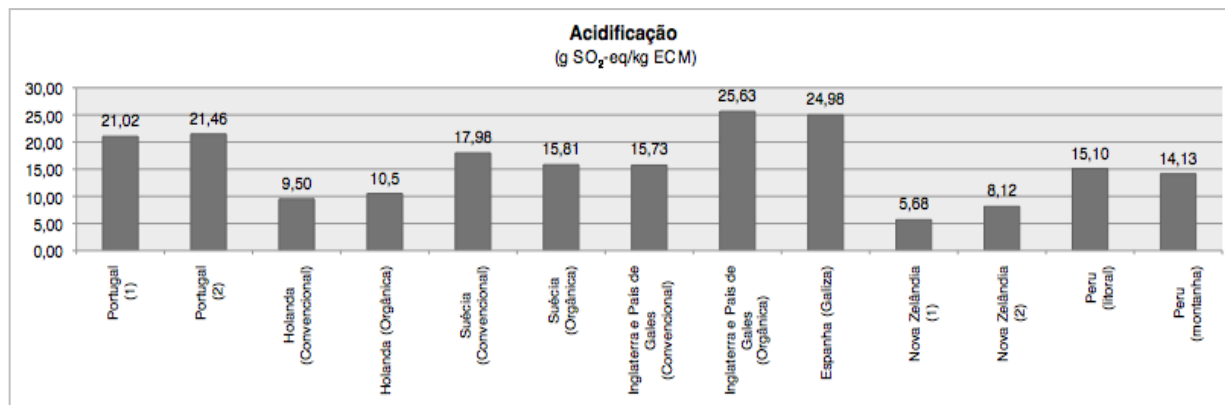


Figura 16 – Acidificação para os estudos considerados, expresso em g SO₂/kgECM.

Para a categoria de impacte apresentada, o estudo Williams *et al.* (2006) (exploração orgânica) apresenta o valor mais elevado (25,63 g SO₂/kgECM), enquanto o estudo Basset-Mens *et al.* (2005) (5,68 g SO₂/kgECM).

Para a categoria acidificação, verifica-se que, à excepção do estudos Cederberg e Mattsson (2000), os estudos Thomassen *et al.* (2008) e Williams *et al.* (2006) apresentam resultados para sistemas orgânicos valores superiores comparativamente aos sistemas convencionais.

Para todos os estudos apresentados, são as actividades desenvolvidas na própria exploração, aquelas que contribuem para a acidificação, pelo facto desta categoria estar relacionada com a volatilização do azoto associado à gestão de chorumes.

Assim sendo, os diferentes critérios de alocação adoptados (alocação económica - Castanheira *et al.* (2009) e Thomassen *et al.* (2008)) e (causalidade biológica - Cederberg e Mattsson (2000)), e metodologias para a consideração da categoria (Basset-Mens *et al.* (2005), Basset-Mens *et al.* (2008)), poderão estar na base das diferenças entre os resultados.

Na Figura 17 apresentam-se os resultados para a categoria de impacte eutrofização para os estudos considerados, expressos em g PO₄³⁻/kgECM.

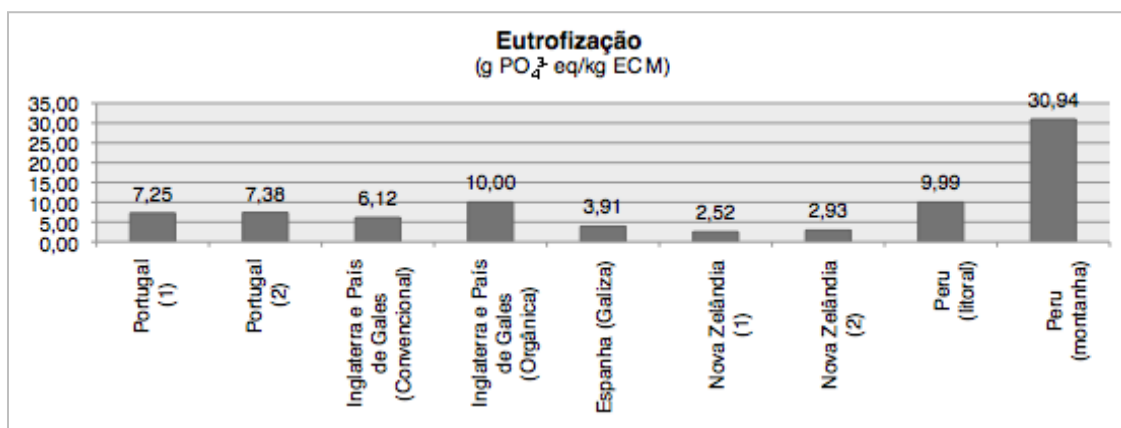


Figura 17 –Eutrofização para os estudos considerados, expresso em g PO₄³⁻/kgECM.

Dos estudos apresentados, o estudo Basset-Mens *et al* (2005) apresenta o menor valor, com 2,52 g PO₄³⁻/kgECM, enquanto que o estudo Bartl *et al*. (2011), referente à zona montanhosa do Peru, apresenta o maior resultado, destacando-se entre todos com o valor de 30,94 g PO₄³⁻/kgECM.

Para além da produção de leite cru ao nível da exploração, que maioritariamente contribui para o potencial total de eutrofização, existe também um forte contributo para o potencial de eutrofização associado à produção de alimentos para os animais. Assim sendo, é esperado que os sistemas orgânicos apresentem valores superiores face aos sistemas convencionais.

Na Figura 18 apresentam-se os resultados para a categoria de impacte eutrofização, considerada nos estudos Thomassen *et al*. (2008) e Cederberg e Mattsson (2000), expressa em g NO₃/kgECM.

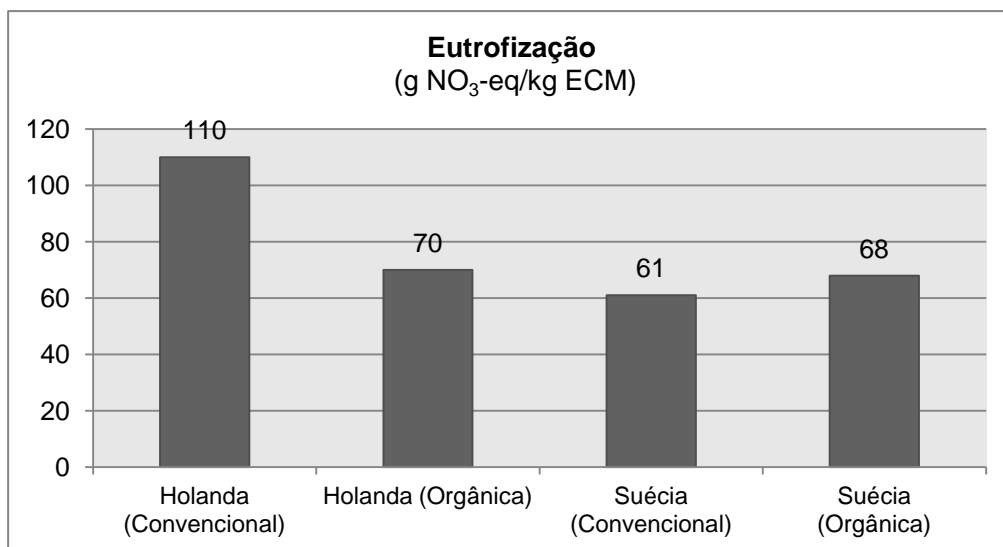


Figura 18 – Eutrofização para os estudos Thomassen *et al.* (2008) e Cederberg e Mattsson (2000), expressos em g NO₃/kgECM.

No estudo Thomassen *et al.* (2008) o sistema orgânico apresenta um valor inferior ao sistema convencional, o que já não acontece com o estudo Cederberg e Mattsson (2000). Para este caso específico, os critérios de alocação podem estar na base de explicação da diferença entre resultados, estando associado à alocação económica o maior valor e o critério que tem por base a causalidade biológica o menor valor.

4.2 Impactes ambientais associados ao processamento do leite

4.2.1 Produção de leite para consumo UHT

Neste subcapítulo são apresentados os resultados da avaliação de impactes ambientais para a análise da produção de leite para consumo UHT.

As figuras que se seguem apresentam os impactes para as categorias depleção de recursos abióticos, aquecimento global, formação de ozono fotoquímico, acidificação e eutrofização. Todas as categorias são expressas considerando a produção de 1 kg de leite processado (UHT).

Na Figura 19 apresentam-se os resultados para a categoria de impacte depleção de recursos abióticos, considerada nos estudos Castanheira (2008) e Hospido *et al.* (2003), expressos em g Sb-eq/kgECM.

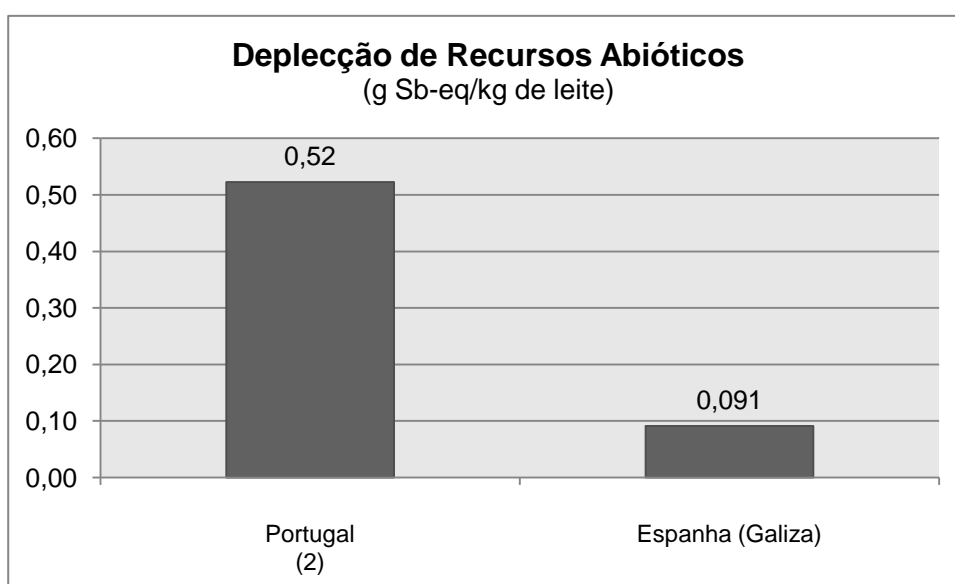


Figura 19 - Depleção de recursos abióticos para os estudos Castanheira (2008) e Hospido *et al.* (2003), expressos em g Sb-eq/kg de leite.

O estudo Castanheira (2008) apresenta um valor diferente de zero (0,52 g/kg de leite), o que não acontece no estudo Hospido *et al.* (2003) que apresenta valor muito próximo de zero (0,091 g/kg de leite). Para as categorias de impacte anteriores, o estudo Hospido *et al.* (2003) apresenta resultados significativamente mais baixos, no entanto não são claramente referidas no estudo as razões que possam justificar estes valores.

O potencial total de depleção de recursos abióticos, devem-se à nafta consumida pela indústria de produção de leite, seguindo-se o transporte de matérias-primas e produto acabado, e produção de energia eléctrica na rede.

Na Figura 20 apresentam-se os resultados para a categoria de impacte aquecimento global, considerada nos estudos Castanheira (2008), Hospido *et al.* (2003) e Thoma *et al.* (2010), expressos em g CO₂ - eq/kg de leite.

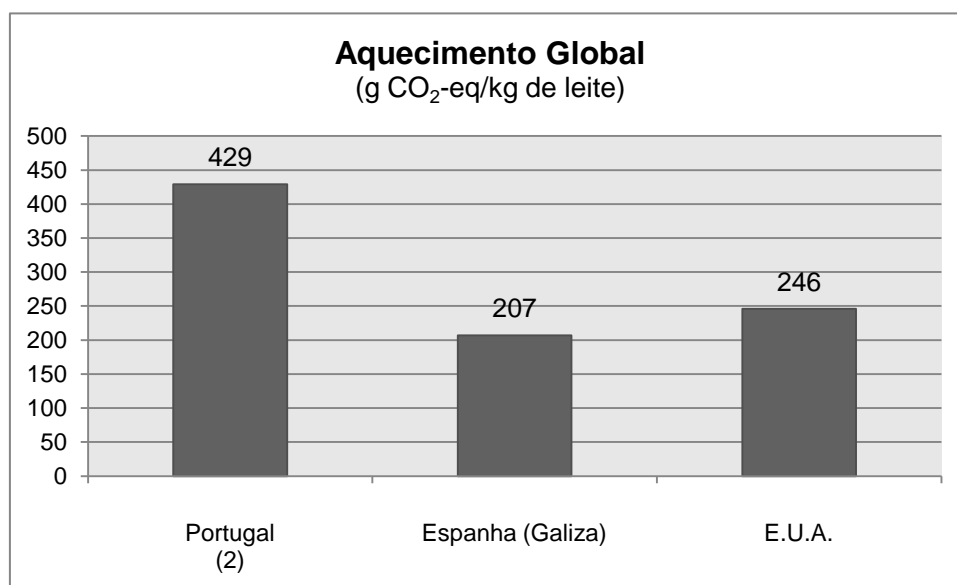


Figura 20 - Aquecimento global para os estudos Castanheira (2008), Hospido *et al.* (2003) e Thoma *et al.* (2010), expressos em g CO₂ - eq/kgde leite.

Pela análise do gráfico verifica-se que o estudo Castanheira (2008) apresenta um valor consideravelmente superior (429 g CO₂ – eq/kg de leite) em comparação com os estudos Hospido *et al.* (2003) e Thoma *et al.* (2010) (207 e 246 g CO₂ – eq/kg de leite, respectivamente).

Para o estudo Castanheira (2008), a nafta consumida pela indústria de produção de leite, o transporte de matérias-primas e produto acabado e produção de energia eléctrica na rede, são os principais contribuintes para a categoria aquecimento global associada à produção de leite para consumo UHT.

No estudo Thoma *et al.* (2010) não são encontradas informações que possam explicar as principais contribuições para a categoria de impacte considerada.

Na Figura 21 apresentam-se os resultados para a categoria de impacto formação de ozono fotoquímico, considerada nos estudos Castanheira (2008) e Hospido *et al.* (2003), expressos em g C₂H₄/kg de leite.

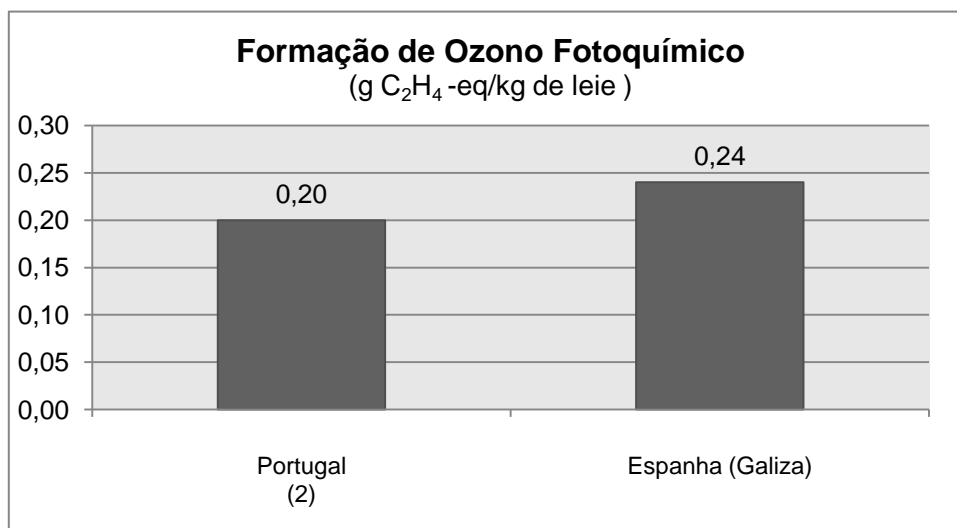


Figura 21 - Formação de ozono fotoquímico para os estudos Castanheira (2008) e Hospido *et al.* (2003), expressos em g C₂H₄/kg de leite.

Pela análise de resultados, verifica-se que não existem diferenças significativas para a formação de ozono fotoquímico nos estudos Castanheira (2008) e Hospido *et al.* (2003) (0,20 e 0,24 g C₂H₄ - eq/kg de leite, respectivamente).

No estudo Castanheira (2008), as emissões de monóxido de carbono (CO) e de dióxido de enxofre (SO₂) decorrentes da queima de nafta nas caldeiras de produção de vapor existentes nas unidades industriais de produção de leite para consumo UHT em Portugal Continental são responsáveis pela maioria (cerca de 80%) do potencial de ozono fotoquímico.

À semelhança do estudo Castanheira (2008), também no estudo Hospido *et al.* (2003) a produção proveniente de combustíveis em caldeiras é responsável (cerca de 60%) para a formação de ozono fotoquímico.

Na Figura 22 apresentam-se os resultados para a categoria de impacto acidificação, considerada nos estudos Castanheira (2008) e Hospido *et al.* (2003), expressos em g SO₂/kg de leite.

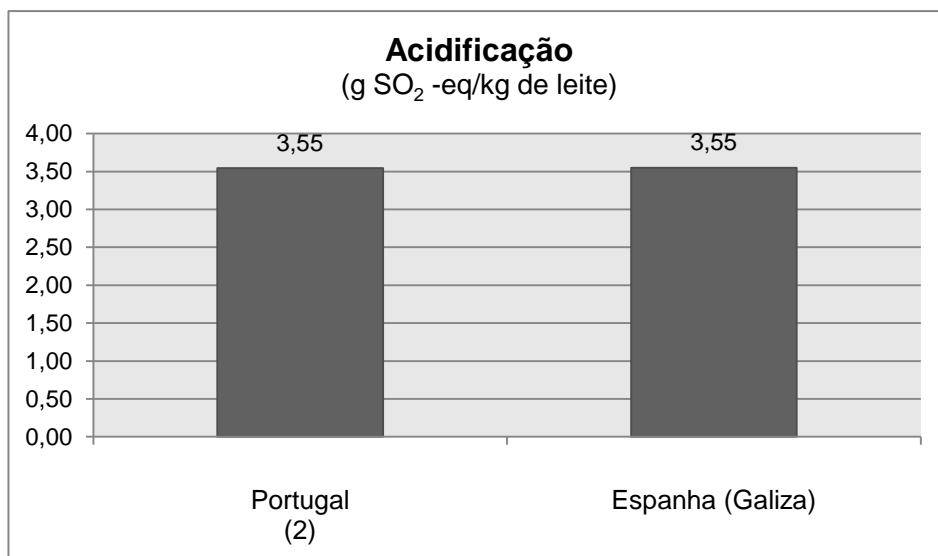


Figura 22 – Acidificação para os estudos Castanheira (2008) e Hospido *et al.* (2003), expressos em g SO₂/kg de leite.

Pela análise do gráfico verifica-se que não existem diferenças entre os estudos para a categoria acidificação (3,55 g SO₂/kg de leite).

No estudo Castanheira (2008), mais de 70% do potencial de acidificação do sistema de produção de leite para consumo humano UHT, em Portugal Continental, deve-se fundamentalmente às emissões de SO₂, sendo que as emissões de óxidos de azoto (NO_x) contribuem também de forma significativa para o impacte ambiental acidificação. As emissões de SO₂ resultantes da queima de nafta para a energia térmica necessária ao processo produtivo representam cerca de 60 % do potencial de todo o sistema.

Para o estudo Hospido *et al.* (2003), as emissões provenientes das caldeiras de combustão também são as principais contribuintes para o potencial de acidificação, passando esta categoria de impacte a ser “mais significativa” após a fase de normalização.

A Figura 23 apresenta os resultados para a eutrofização, expressos em g PO₄³⁻ - eq/kg de leite, para os estudos Castanheira (2008) e Hospido *et al.* (2003).

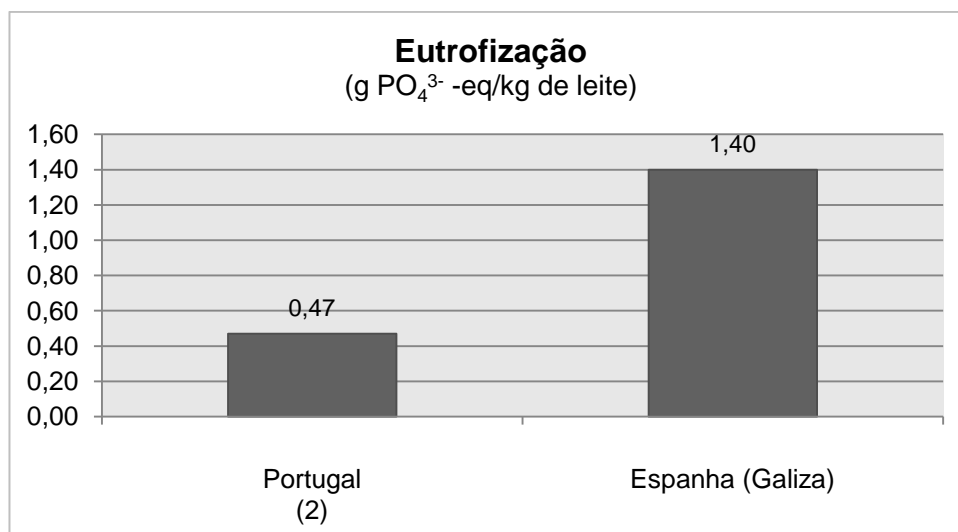


Figura 23– Eutrofização para os estudos Castanheira (2008) e Hospido *et al.* (2003), expressos em gPO₄³⁻/kg de leite.

O estudo Hospido *et al.* (2003) apresenta para a eutrofização um valor superior ao estudo Castanheira (2008) (1,40 e 0,47 g PO₄³⁻ - eq/kg de leite, respectivamente. No entanto, não são descritas informações nos estudos publicados que possam explicar os factos apresentados.

No estudo Hospido *et al.* (2003) as emissões provenientes das caldeiras de combustão são as principais responsáveis pelo potencial de eutrofização, passando esta categoria de impacte a ser “mais significativa” após a fase de normalização. Relativamente ao estudo Castanheira (2008), as emissões decorrentes das actividades desenvolvidas nas unidades industriais de produção de leite para consumo UHT, são as responsáveis por mais de metade deste potencial.

4.2.2 Produção de queijo

Neste subcapítulo são apresentados os resultados da avaliação de impactes para os estudos Castanheira (2008), Berlin (2002b) e Middelaar *et al.* (2011), para a produção de queijo.

Tendo por base a tipologia dos queijos considerados nesta análise serem diferentes⁷, a comparação de resultados é estabelecida essencialmente entre os dois últimos estudos.

As Tabelas 11 e 12 apresentam os resultados dos impactes ambientais para as categorias aquecimento global, formação de ozono fotoquímico, acidificação e eutrofização, relativamente à produção de queijo.

⁷ No estudo Castanheira (2008), o queijo é de tipo pasta mole, e nos estudos Berlin (2002) e Middelaar *et al.* (2011) são do tipo pasta semi-dura.

Tabela 11 – Resultados obtidos para as categorias aquecimento global, formação de ozono fotoquímico e acidificação , para a produção de 1 kg de queijo.

Categorias de impacte	Castanheira (2008)	Berlin (2002b)	Middelhaar <i>et al.</i> (2011)
Aquecimento global g CO ₂ - eq. kg ⁻¹	1234	8794	8500
Formação de ozono fotoquímico g C ₂ H ₄ - eq. kg ⁻¹	0,3	2,5	-
Acidificação g SO ₂ - eq. kg ⁻¹	11 346	136	-

Tabela 12 – Resultados obtidos para a categoria eutrofização, para a produção de 1 kg de queijo.

Categorias de impacte	Castanheira (2008)	Berlin (2002b)	Middelhaar <i>et al.</i> (2011)
Eutrofização PO ₄ ³⁻ . Kg ⁻¹	15	-	-
Eutrofização g O ₂ . Kg ⁻¹	-	2134	-

No estudo Castanheira (2008), as emissões resultantes da produção de nafta (para produção de energia térmica) são as que mais contribuem para o potencial total de aquecimento global.

Pela análise dos resultados obtidos para o queijo do tipo semi-duro, verifica-se que não existem diferenças significativas entre os estudos, no entanto o estudo Berlin (2002b) apresenta o maior valor (8794 g CO₂ - eq/kg de queijo).

Para as categorias acidificação e eutrofização consideradas no estudo Castanheira (2008), mais de metade do valor total devem-se igualmente às emissões decorrentes das actividades desenvolvidas nas unidades industriais de produção, onde o azoto emitido para as linhas de água, o factor principal de eutrofização. De igual modo para os estudos Berlin (2002b) e Middelhaar *et al.* (2011) as actividades desenvolvidas directamente na indústria queijeira são aquelas que contribuem de forma significativa para as categorias de impacte.

No entanto, considerando toda a cadeia de produção leite para os estudos Berlin (2002b) e Middelhaar *et al.* (2011), a fase referente ao processamento de leite cru ao nível da exploração leiteira, é aquela que mais contribui para todas as categorias de impacte consideradas pelos autores.

4.2.3 Produção de iogurte

Neste subcapítulo são apresentados os resultados da avaliação de impactes efectuada no estudo Castanheira (2008) para a produção de iogurte, não tendo sido referenciados outros estudos.

Pelo facto dos impactes considerados serem associados à totalidade de leite cru produzido em Portugal Continental e, não havendo qualquer referência da quantidade de leite cru utilizado para produzir 1 kg (ou 1 litro) de iogurte, os valores apresentados na Tabela 13 são apresentados no formato original apresentado pelo autor.

Tabela 13 – Resultados obtidos para as categorias depleção de recursos abióticos, aquecimento global, formação de ozono fotoquímico, acidificação e eutrofização, para a produção de iogurtes.

Depleção de recursos abióticos ton Sb - eq .UF ⁻¹	360
Aquecimento Global ton CO ₂ -eq .UF ⁻¹	91 x 10 ³
Formação de ozono fotoquímico ton C ₂ H ₄ - eq .UF ⁻¹	15
Acidificação ton SO ₂ - eq .UF ⁻¹	678 x10 ³
Eutrofização ton PO ₄ ³⁻ - eq .UF ⁻¹	259

Face aos resultados, o estudo Castanheira (2008) refere que, para a totalidade dos impactes associados à produção de leite em Portugal Continental para o ano 2005, a contribuição referente ao processamento de iogurte, nomeadamente para a depleção de recursos abióticos, é praticamente nula.

O estudo Castanheira (2008) demonstra que as actividades desenvolvidas nas próprias indústrias de produção de iogurtes apresentam um potencial específico de acidificação que não chega a 0,5% do potencial referente.

Para as categorias aquecimento global e eutrofização, as fases relativas à produção e transporte de matérias-primas são as que mais contribuem para os impactes associados.

4.3 Discussão

Para a análise comparativa dos estudos abordados neste estudo, vários factores foram considerados de forma a poder explicar diferenças significativas entre as categorias de impacto ambiental avaliadas nos estudos de ACV seleccionados *i.e. Objectivo e âmbito, Fronteira do*

sistema, Unidade Funcional, Critérios de Alocação, Qualidade dos dados, Avaliação de Impactes e Interpretação.

O modo como os vários estudos são apresentados não permite o conhecimento necessário, nem o tratamento de informação disponibilizada, de modo a que uma comparabilidade seja possível.

As Tabelas 14 e 15 pretendem classificar qualitativamente os estudos considerados nesta tese, nomeadamente no que respeita às falhas informativas, considerando todos os tópicos de análise considerados, em termos de metodologia para elaboração de estudo de ACV, no contexto da norma ISO 14040 (2006).

Tabela 14 – Classificação de falhas informativas relativamente aos dados apresentados por cada estudo considerado.

	Castanheira et al. (2009)	Castanheira (2008)	Thomassen et al. (2008)	Cederberg e Mattsson (2000)	Williams et al. (2006)	Hospido et al. (2003)	Basset-Mens et al. (2005)	Basset-Mens et al. (2008)	Barth et al. (2011)	Thoma et al. (2010)	Casey et al. (2004)	Berlin (2002)	Middelaar et al. (2011)
Objectivo e âmbito	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa
Fronteira do sistema	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa
Unidade Funcional	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa
Critérios de Alocação	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa
Qualidade dos dados	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa
Avaliação de Impactes	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa
Interpretação	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa
ACV	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa	boa

Legenda: ■ boa ■ suficiente ■ insuficiente

Após análise dos estudos seleccionados, verifica-se que apenas os estudos Castanheira et al. (2009) e Castanheira (2008) apresentam informação “boa” para viabilizar uma análise comparativa; por outro lado os estudos Hospido et al. (2003), Thoma et al. (2010) e Casey et al. (2004) apresentam informação insuficiente relativamente a tópicos importantes que podem comprometer a comparação entre resultados, nomeadamente no que respeita aos critérios de alocação, qualidade dos dados e avaliação de impactes. Globalmente, verifica-se que existe informação suficiente para ser estabelecida a análise entre os estudos seleccionados.

De todos os factores de caracterização, destacam-se os critérios de alocação e interpretação como aqueles que apresentam informação “insuficiente” para ser estabelecido uma análise crítica aos resultados e respectiva comparabilidade.

Tabela 15 – Classificação global de falhas informativas relativamente aos dados apresentados pelos estudos considerados (resumo)

Factor de análise	Classificação
Objectivo e âmbito	boa
Fronteira do sistema	suficiente
Unidade Funcional	suficiente
Critérios de Alocação	insuficiente
Qualidade dos dados	suficiente
Avaliação de Impactes	suficiente
Interpretação	insuficiente

Legenda: ■ boa ■ suficiente ■ insuficiente

Classificando os estudos que são alvo de análise, considera-se que, globalmente, existe informação suficiente para a comparação entre os resultados. No entanto, é importante referir que a falta de detalhe, nomeadamente em factores como critérios de alocação adoptados para co-produtos e interpretação, podem determinar a qualidade dos resultados.

De uma maneira geral, os sistemas orgânicos de produção de leite cru apresentam maiores impactes ambientais para as categorias consideradas, do que os sistemas convencionais (causado essencialmente pelo tipo de alimentação adoptada, que reflecte a quantidade metano emitido proveniente da fermentação entérica).

A distribuição dos impactes referente aos co-produtos, reduzem significativamente o potencial total de impacte, ou seja, os estudos que atribuem critérios de alocação aos co-produtos, apresentam, de uma maneira geral, resultados mais baixos para os impactes ambientais associados ao produto em análise. A metodologia adoptada para a avaliação de impactes também é um forte factor de influência para a diferença entre resultados obtidos.

5. Conclusões

Este trabalho pretendeu efectuar a comparação de diferentes estudos que utilizam a Análise de Ciclo de Vida como instrumento de análise para o sector de lacticínios e respectivos produtos lácteos. Esta comparação teve por base, não só os resultados para as categorias de impacte consideradas (depleção de recursos abióticos, aquecimento global, formação de ozono fotoquímico, acidificação e eutrofização), como pretendeu comparar os impactes ambientais associados à produção e processamento de leite cru em diversos países.

A análise dos estudos objecto de comparação envolve grande abrangência geográfica, onde a produção de leite cru ao nível das explorações tem sido alvo elevado número de estudos publicados, resultando também maior detalhe no estudo que foi efectuado.

Para a análise comparativa de estudos, foram considerados estudos que analisam a produção de leite para consumo público UHT, produção de queijo e produção de iogurte.

Efectuada a análise comparativa entre os estudos, verificou-se que, de uma forma geral, não são publicados com detalhe todas as informações que permitam avaliar todo o ciclo de um produto. No entanto, todos os autores atribuem à fase de produção de leite cru ao nível de explorações, a fase que mais contribui para a emissão de impactes ambientais de toda a cadeia produtiva do leite (produção e processamento).

6. Bibliografia

ALP, 2006. Feeding Recommendations and Nutrient Tables for Ruminants. Posieux, Switzerland. Forschungsanstalt Agroscope Liebefeld-Posieux ALP.

Azapagic, Conceição, P., Gibson D., Heitor, M. V., Shariq, S., Sirilli, G. and Veloso F 1998. Design for optimum use of resources – cascated use of materials. In Knowledge for inclusive development, ed. Edward Elgar Publishers. Cheltenham, UK, Chapter 20, in press.

Basset-Mens, C., Ledgard, S., Carran, A., 2005. First Life Cycle Assessment of Milk Production from New Zealand Dairy Farm Systems, AgResearch Ltd..

Basset-Mens, C., Ledgard, S., Boyes, M. 2007. Eco-efficiency of intensification scenarios of milk production. New Zealand. Ecological Economics, Vol. 68. 1615 - 1625.

Bartl, K., Gómez, C.A., Nemecek, T., 2010. Life cycle assessment of milk produced in two smallholder dairy systems in the highlands and the coast of Peru. Journal of Cleaner Production 19, 1494-1505.

Berlin, J. (2002a). Environmental systems analysis of dairy production Goteborg: Chalmers University of Technology.

Berlin, J. (2002b). Environmental life cycle assessment (LCA) of semihard-cheese. International Dairy Journal 12 (938-953).

Bieleman, J., 2005. Technological innovation in Dutch cattle breeding and dairy farming, 1850-2000. Agricultural History Review 53, 229-250.

Casey, J.W., Holden, N.M., 2005. Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system. Agricultural Systems 86, 97e114. Cederberg, C., 1998. Life Cycle Assessment of Milk Production e a Comparison

Castanheira, É. G., Dias, A. C., Arroja, L., Amaro, R., 2010, The environmental performance of milk production on a typical Portuguese dairy farm. Agricultural Systems 103, 498-507.

Castanheira, É. G., 2008, Avaliação do Ciclo de Vida dos produtos lácteos fabricados em Portugal Continental. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Universidade de Aveiro, Portugal.

Cederberg, C, 2000. Life cycle assessment of milk production — a comparison of conventional and organic farming. SIK Rapport 1998 Nr. 643, Gothenburg, Sweden.

Consoli F., Allen D. Boustead I., Fava J., Franklin W., Jensen A., Ouden N., Parrish R., Perriman R., Postlethwaite D., Quay B., Séguin J., Vigon B. (1993). Guidelines for life-cycle assessment: A "Code of Practice". SETAC – Society of Environmental Toxicology and Chemistry.

Comissão Europeia, 2004. Comissão do conselho e ao Parlamento Europeu – Política integrada de produtos. Desenvolvimento de uma reflexão ambiental centrada no ciclo de vida.

Derwent, R.G., M.E. Jenkin, S.M. Saunders & M.J. Pilling, 1998. Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in Northwest Europe calculated with a master chemical mechanism. Atmospheric Environment 32: 2429–2441.

De Boer, I.J.M., 2003. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. Livestock Production Science 80, 69–77.

De Kroon, A.M.B.G., 1984. 100 jaar melk en zuivel in Venray e.o. DMV Campina bv; boterdivisie, Oirlo, gemeente Venray, The Netherlands.

Eide, H. (2002), Life cycle assessment (LCA) of industrial milk production. Goteborg: Chalmers University of Technology.

European Commission, 2000 – The European impact of dairy production in EU: Practical options for the improvement of the environmental impact. Brussels: European Commission.

European Commission, 2006 – DG Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability European Platform on Life Cycle Assessment. Disponível em: <http://lca.jrc.ec.europa.eu/>.

FAOSTAT, 2011. Commodities: Ranking of Cow milk production (whole, milk, fresh). Comissão das Comunidades Europeias, Luxemburgo.

Ferrão, 1998. Introdução à gestão ambiental – a avaliação do ciclo de vida dos produtos. Lisboa: IST Press. ISBN: 972-8469-05-5.

Food Standards Agency, 2002. The Nutritional Composition of Dairy Products. McCance and Widdowson's the composition of foods, sixth: summary edition. Cambridge: Royal Society of Chemistry. The Dairy Council.

Guinée J.B. (ed.), 2001. Life cycle assessment an operational guide to the ISO standard. Volumes I, II, III.

Heijungs R., Guinée J., Huppes G., Lankreijer R., Udo de Haes H., Sleeswijk A., Eggels P., Duin R., Goede H., (1992) Environmental life cycle assessment of products – Backgrounds and guide LCA. Centre of Environmental Science, Leiden University, The Netherlands, NOH report 9266.

Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2003. Simplified life cycle assessment of Galician milk production. *Int Dairy J* 13, 783 – 796.

Huijbregts, M., 1999. Life cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of equivalency factors with RAINS-LCA. Faculty of Environmental Science, University of Amsterdam, The Netherlands.

Huppes G. (1994). A general method for allocation in LCA. *In* Huppes G. & Schneider F. (Eds.) *Proceedings of the European workshop on allocation in LCA (74-90)*. Leiden, Netherlands: SETAC-Europe.

IDF, 2010. Bulletin of the International Dairy Federation 445/2010. International Dairy Federation. Brussels, Belgium.

INE, I.P., 2011. Estatísticas Agrícolas 2010. Instituto Nacional de Estatística, I.P., Lisboa, Portugal.

ISO 14040, 2006 – Environmental management – Life cycle assessment – principles and framework. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland.

ISO 14044 – Environmental management – Life cycle assessment – requirements and guidelines. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland.

ISO/TR (2003). Environmental management – Life cycle impact assessment – examples of application of ISO 14042. ISO/TR 14047. Genève: Switzerland.

IPCC, 1995 *In*: Houghton, editor. *Climate change 1995*. Cambridge (UK): Cambridge University Press (published for IPCC).

IPCC, 1996. Intergovernmental Panel on Climate Change. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual (3). Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual (3).

IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 4: Agriculture, Forestry and other Land Use. Intergovernmental Panel on Climate Change. Paris, France.

IPCC, 2007. IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on

Climate Change, 2007. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA.

Jenkin, M.E. & G.D. Hayman, 1999: Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters. *Atmospheric Environment* 33: 1775–1293.

Kyllmar K, Johansson G, Hoffman M. A Discharge and nutrient losses from arable land 1993/94 and a long term review) [in Swedish]. *Ekohydrologi* No. 38. Uppsala (Sweden): Division of Water Quality Management, The Swedish University of Agricultural Sciences, 1995.

MAOTDR e MADRP, 2007. (Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional e Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas) (2007); *Estratégia Nacional para os Efluentes Agro-Pecuários e Agro-Industriais*; MAOTDR e MADRP, Lisboa.

Thoma, G., 2010 Popp J., Nutter, D., Ulrich, R., Matlock, M., Kim, D., Niederman, Z., East C., Kemper, N., Shonnard, D., Adom, F.. Global Warming Potential of Fluid Milk Consumed in the US: A Life Cycle Assessment. *LCA Food 2010*, 7th International Conferenca, Bari, Italy.

Thomassen, M.A., 2008. Environmental impact of dairy cattle production systems: an integral assessment. PhD thesis, Wageningen University, The Netherlands.

Thomassen, M. A., Calker, K. J., Smits, M.C.J., et al., 2008. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural Systems* 96, 95–107.

Thomassen, M.A., de Boer, I.J.M., 2005. Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems. *Agriculture Ecosystems & Environment* 111, 185–199.

USEPA, 2001. U.S. Environmental Protection Agency and Science Applications International Corporation. *LCAccess - LCA 101*. 2001. Retrieved from: <http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/lcaccess/lca101.htm>.

Williams, A .G., Audsley, E., Sandars, D. L., 2006. Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Main report. Defra Research Project ISO 205. Bedford: Cranfield University and Defra.